

SUVI VERTANEN

ELINKAARIANALYYSI JA PAKKAUKSET

Diplomityö

TEKNILLINEN KORKEAKOULU
Rakennus- ja maanmittaustekniikan osasto

Helsinki, toukokuu 1993

Tekijä: Suvi Vertanen

Diplomityö: Elinkaarianalyysi ja pakkaukset

Päivämäärä: 17.5.1993

Sivumäärä: 140

Professuuri: Vesihuoltotekniikka

Koodi: Yhd-73

Valvoja: Professori Eero Kajosaari

Ohjaaja: DI Asta Reinikainen

Elinkaarianalyysi on menetelmä, jolla selvitetään tuotteen, pakkauksen tai järjestelmän koko elinkaaren aikaiset ympäristökuormitukset, eli raaka-aineiden ja energian kulutus ja jätteet sekä päästöt ilmaan, veteen ja maahan. Elinkaarianalyysi tai -arviointi voi sisältää myös ympäristö- ja mahdollisesti muidenkin vaikutusten arvioinnin ja arvottamisen. Elinkaarianalyysi vaatii aina jonkinlaista vertailua, tuotteen vertaamista toiseen tai itseensä esimerkiksi erilaisilla tuotanto- tai jätteenkäsittelytavoilla.

Elinkaarianalyysiä voidaan käyttää esimerkiksi yritysten tai viranomaisten päätöksenteon tukena, koskien esimerkiksi pakkausjätteiden hyödyntämistä, mikäli laskelmat on tehty riittävän yksityiskohtaisesti ja todellisiin lähtötietoihin perustuen.

Elinkaaritutkimusten metodologia on vielä vakiintumatonta, mutta kehitystyö on vilkasta eri puolilla maailmaa. Kansainvälinen yhdistys SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) on merkittävin harmonisoinnin ja kehitystyön koordinoija. Myös Ruotsilla ja Tanskalla on mm. Pohjoismaiden ministerineuvoston elinkaariprojektin myötä vahva asema elinkaaritutkimuksessa. Standardia elinkaarianalyysistä odotetaan lähivuosina mm. standardisointijärjestöiltä CEN ja ISO.

Erilaisia elinkaarilaskentamalleja on esitelty n. 20, joista pakkauksia käsittelee noin puolet. Mallien laajuus eli järjestelmärajaus vaihtelee paljon ja eri malleilla saatuja tuloksia ei voida vertailla keskenään. Useimmat mallit ovat keskittyneet vain inventointiin, muutama arviointiin.

Ruotsissa on laskettu 9 pakkausmateriaalin elinkaaret nk. Chalmersin mallilla. Erilaisten jätteenkäsittelyvaihtoehtojen vertailusta saatiin ympäristön kannalta yleensä seuraava paremmuusjärjestys: uudelleenkäyttö, materiaalin kierrätys, poltto ja huonoimpana vaihtoehtona kaatopaikkasijoitus. Malli ei ole kovin yksityiskohtainen johtuen osittain selvityksen luonteesta. Mallin laskentatapaa voidaan soveltaa myös Suomeen. Erilaisten kuljetusmallien vertailu osoitti, että etenkin päästöjen laskenta ei ole vielä luotettavaa.

Konkreettisena esimerkkinä on esitetty elinkaarilaskelmat lasipakkauksille Suomessa. Lähtötiedot ovat peräisin Ahlströmin lasinvalmistuksesta, YTV:n lasinkeräyksestä ja palautuspullojen osalta pääosin muista elinkaariselvityksistä. Laskelma ei ole täydellinen ja sen vuoksi tulokset eivät ole täysin luotettavia. Eri jätteenkäsittelyskenaarioille saatiin sama järjestys kuin Ruotsissa. Uudelleenkäyttö oli paras vaihtoehto ympäristön kannalta. Kertakäytön ero ei ollut kovin suuri kierrätykseen nähden. Kierrätys oli silti yhä parempi vaihtoehto, vaikka jätteenkuljetusmatkaa pidennettiin 120:stä 300 kilometriin.

Author:	Suvi Vertanen	
Name of the thesis:	Life Cycle Analysis and Packaging	
Date:	17 May 1993	Number of pages: 140
Professorship:	Environmental and Sanitary Engineering	
Supervisor:	Professor Eero Kajosaari	
Instructor:	M.Sc. Asta Reinikainen	

Life cycle analysis is a method by which it is possible to find out all the environmental loadings during the whole life cycle of a product, packaging or system. That means the consumption of raw materials and energy, solid wastes and emissions to air, water and soil. Life cycle analysis or assessment may include also evaluation of environmental and possibly other impacts and valuation. Life cycle analysis demands always some kind of comparing, product comparing with another or it self by different possibilities of production or waste handling for example.

Life cycle analysis can be used for example to support desicions made by companies or officials, about packaging waste utilizing for example, if the calculations are detailed enough and are based on real data.

The methodology of the life cycle studies is still unestablished, but development is fast all over the world. SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) is an international society, which is the most remarkable coordinator of the harmonisation work and development. Sweden and Denmark have also a strong position in the life cycle reseach, because of the life cycle assessment project of the Nordic Council of Ministers. A standard about life cycle analysis is hoped to be developed by standard organizations CEN and ISO in the nearest years.

About 20 different life cycle counting models has been introduced and about half of them handle packaging. The comprehensiveness or the borders of the system are very different in models and therefore the results from separete models cannot be compared. Most of the models have only inventory, but some make evaluation.

In Sweden the life cycles of nine packaging materials has been counted by so called Chalmers model. When different waste handling scenarios were compared, the choice of the nature would have been usually: re-use of the packaging, material recycling, burning and the last one one-trip packaging and landfilling. The model is not very precise partly because of the nature of the study. The model can be used in Finland, too. Comparing of different transport models showed, that especially counting of the emissions is not yet something to trust.

As a concrete example, a life cycle counting is made for Finnish glass packaging. The data is from Ahlström glass production, Helsinki metropolitan area glass collection and for return bottles from other life cycle studies. The counting is not perfect and the results are not completely reliable. The different waste handling scenarios had the same order as in Sweden. Re-use was the best alternative. The difference between one-trip use and recycling was not very big. Recycling was still a better alternative even the waste transportation was extended from 120 to 300 km.

SISÄLLYS

	Sivu
TIIVISTELMÄ	3
ABSTRACT	4
ALKUSANAT	8
1 JOHDANTO	9
2 YLEISTÄ ELINKAARIANALYYSEISTÄ	9
2.1 Elinkaarianalyysin tarkoitus	9
2.2 Taustaa ja historiaa	10
2.3 Terminologiaa	12
2.4 Eri menetelmien jaottelu	13
2.5 Elinkaarianalyysin rakenne	14
2.6 Elinkaarianalyysin tyyppi	16
2.7 Elinkaarianalyysin rajaus	17
2.8 Käyttökohteet	20
2.9 Elinkaarianalyysiin liittyviä ongelmia	23
3 ELINKAARIANALYYSIN LAADINTA	25
3.1 Yleistä	25
3.2 Esitarkastelut	26
3.3 Tutkimuksen, tuotteen ja järjestelmän määrittäminen	27
3.4 Parametrien valinta	30
3.5 Tiedon keruu	32
3.6 Tiedon käsittely ja arviointi	33
4 YMPÄRISTÖKUORMITUKSET JA -VAIKUTUKSET	35
4.1 Yleistä	35
4.2 Ympäristökuormitusten luokittelu ja painotus	37
4.3 Ympäristövaikutusten arvottaminen	43
5 PAKKAUKSET	44
5.1 Pakkausten tehtävä ja määritelmät	44
5.2 Pakkausten ympäristövaikutukset	45
5.3 Pakkausten elinkaarianalyysien standardisointi	46
5.4 Pakkauslainsäädäntö	46
6 ELINKAARIMALLIT	47
6.1 Yleistä	47
6.2 Pakkauksia käsittelevät mallit	48
6.3 Muut mallit ja elinkaaritutkimukset	49
6.4 Elinkaarimallien puutteita	50
6.5 Mallien tietokoneohjelmat	51

7	RUOTSIN PAKKAUSSELVITYKSEN ELINKAARI-MALLI (CHALMERS)	53
7.1	Yleistä	53
7.2	Menetelmän selostus	54
7.3	Pakkausmateriaalikohtaiset tarkastelut	61
7.4	Ruotsin pakkausselvityksen johtopäätökset	70
7.5	Mallin laskentaperusteiden ja tulosten arviointi	72
7.6	Mallin soveltuvuus Suomen olosuhteisiin	76
8	ESIMERKKILASKELMA: LASIPAKKAUSTEN ELINKAARIANALYYSI SUOMESSA	77
8.1	Yleistä	77
8.2	Lasin valmistus	81
8.3	Palautuspullojen käsittely	84
8.4	Lasin kierrätys	86
8.4.3	Erilaisia kuljetusmalleja	89
8.5	Tulokset	93
8.6	Virhelähteet ja tulosten arviointi	95
9	YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	97
	KIRJALLISUUS	100
	LIITTEET	
1	ELINKAARIANALYYSIEN TIETOLÄHTEET	105
2	ELINKAARIMALLIEN KUVAUKSET	106
1	PAKKAUKSIA KÄSITTELEVÄT MALLIT	106
1.1	Boustead	106
1.2	Chalmers	106
1.3	IDEA	107
1.4	REPA	108
1.5	Simapro	110
1.6	Sundströmin malli	110
1.7	UBA	111
1.8	Umwelt-Bilanz	112
1.9	Öko-Bilanz (EMPA/ BUS / BUWAL)	113
2	MUUT MALLIT	115
2.1	EPS	115
2.2	Gemis	117
2.3	IMA	118
2.4	Produktlinienanalyse	118
2.5	Sustainability Assessment	119
3	MUITA ELINKAARITUTKIMUKSIA	120
3.1	Hofmeister	120
3.2	Kuluttajatutkimukset	121
3.3	SETAC	121
3.4	Umwelt-controlling	122
3.5	Ympäristömerkinnät	123

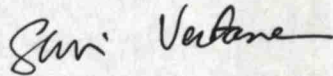
3	PAKKAUSMATERIAALIEN VIRTAAUSKAAVIOT RUOTSIN PAKKAUSSELVITYKSEN MUKAAN	125
4	LASIN ELINKAARILASKELMAN LÄHTÖTIEDOT JA TULOKSIA	134
1	Tuloksia ja laskelmia Ajoneuvosimulaat- torin ajoista	134
2	Lasin keräyksen ja kuljetusten päästöt ja energiankulutus eri malleilla	135
3	Kuorman ja muiden tekijöiden vaikutus polttoaineen kulutukseen ja päästöihin	136
4	Elinkaarilaskelmia	137

ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty vesi- ja ympäristöhallituksen teknillisessä tutkimustoimistossa, jossa työtä on ohjannut DI Asta Reinikainen. Työn valvojana on toiminut professori Eero Kajosaari Teknillisen korkeakoulun Rakennus- ja maanmittausosastolta. Työn ohjaukseen ovat lisäksi osallistuneet tekn. tri Juha Kaila Servi WM Jätehuolosta sekä DI Annukka Leppänen Pakkausteknologiaryhmästä. Myös Eva Heiskanen Kuluttajatutkimuskeskuksesta on edesauttanut työn edistymistä.

Ympäristöministeriö antoi stipendin diplomityötä varten. Suomen pakkausyhdistys on myös tukenut työtä pienemmällä stipendillä. Tietoja ja aineistoa olen saanut työtä varten useilta ihmisiltä eri tahoilta. Kuvat on piirtänyt puhtaaksi Terttu Halme vesi- ja ympäristöhallituksesta. Haluan esittää lämpimät kiitokset kaikille työssä avustaneille ja sen valmistumiseen myötävaikuttaneille.

Helsingissä toukokuussa 1993



Suvi Vertanen

1 JOHDANTO

Elinkaarianalyysiä on kutsuttu 1990-luvun työkaluksi tuotteiden ympäristövaikutuksia määriteltäessä. Paitsi tuotteille, elinkaarianalyysi sopii myös pakkauksille, prosesseille tai toiminnoille. Useimmat elinkaarianalyysit ovat tähän mennessä koskeneet pakkauksia, erityisesti juomapakkauksia.

Pakkausten elinkaaritutkimus on tulossa ajankohtaiseksi Suomessa mm. EY:n tulevan pakkaus- ja pakkausjätedirektiivin vuoksi. Direktiiviehdotuksessa on esitetty korkeita hyödyntämis- ja kierrätystavoitteita pakkausmateriaaleille. Elinkaaritutkimuksilla voidaan selvittää esimerkiksi pakkausten erilaisten jätteenkäsittelyvaihtoehtojen ympäristövaikutuksia ottaen huomioon pakkauksen koko elinkaari ja arvioida, mikä on ympäristön kannalta paras vaihtoehto.

Elinkaaritutkimuksen metodologiaa ei ole Suomessa vielä paljon tutkittu. Muissa maissa tutkimus on ollut vilkasta jo vuosia. Suomenkielistä kirjallisuutta on aiheesta vain vähän tarjolla. Koska elinkaarianalyysin metodologia ei ole vielä vakiintunut, työssä on kuvattu elinkaarianalyysin taustaa ja nykytilannetta ja ehdotelmia siitä, mitä kaikkea elinkaarianalyysi voi olla.

Tässä työssä on selvitetty elinkaarianalyysin laadintaan liittyviä seikkoja. Ympäristökuormitusten luokittelusta erilaisiin ryhmiin ja erilaisten vaikutusten arvottamisesta on esitetty ehdotelmia. Pakkauksia on kuvattu lyhyesti ja selostettu elinkaarianalyysin standardoinnin nykytilaa. Erilaisia elinkaarimalleja on esitelty n. 20. Ruotsalaista pakkausten elinkaarimallia (Chalmers) ja sen elinkaarianalyysijä 9 pakkausmateriaalille on tarkasteltu yksityiskohtaisemmin. Mallin soveltuvuutta Suomeen on myös pohdittu.

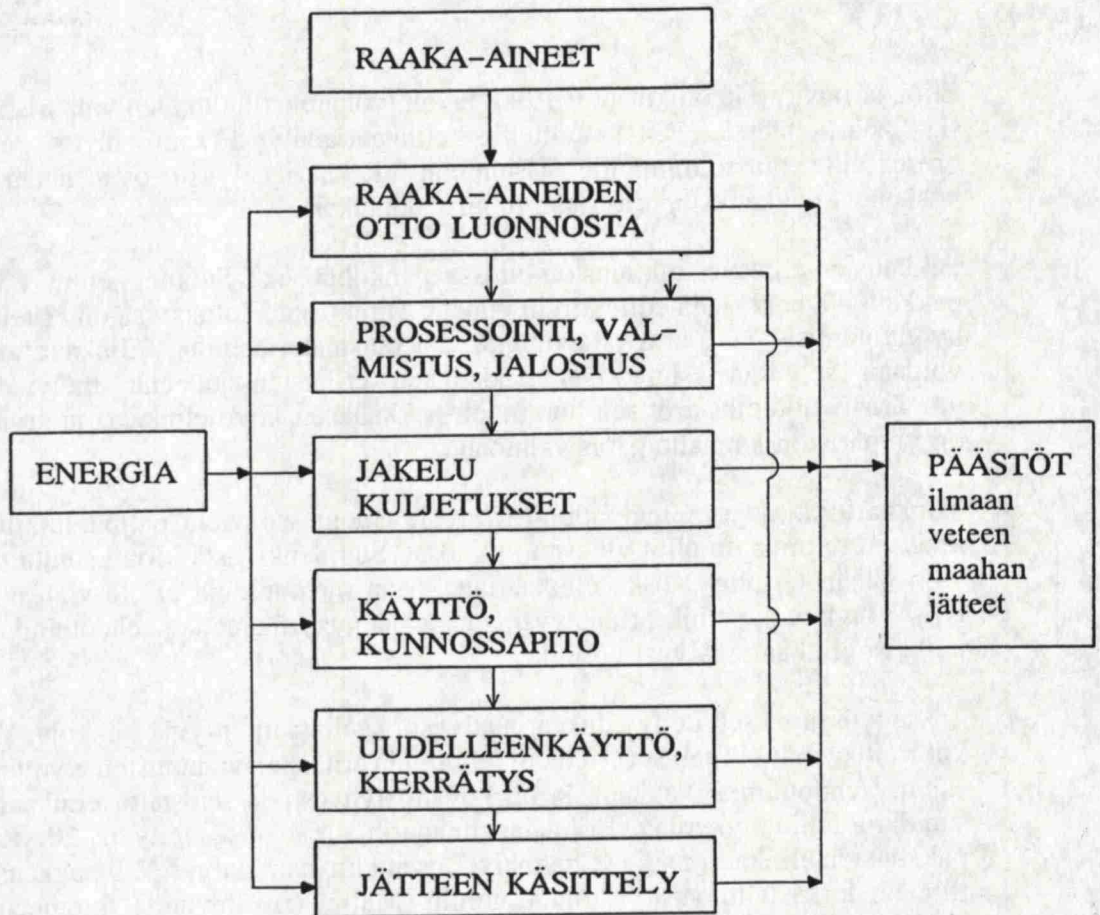
Lopuksi on esitetty laskelmia lasipakkausten elinkaarianalyysiksi Suomessa. Laskelmien tarkoitus on lähinnä osoittaa, miten elinkaarilaskelma voidaan käytännössä tehdä. Lisäksi on haluttu selvittää, mitkä ovat lasin kierrätyksen ympäristökuormitukset verrattuna uudelleentäytettäviin pulloihin ja tapaukseen, jossa lasi viedään kaatopaikalle.

2 YLEISTÄ ELINKAARIANALYYSEISTÄ

2.1 Elinkaarianalyysin tarkoitus

Elinkaarianalyysin tarkoitus on selvittää yksityiskohtaisesti tuotteen, pakkauksen, aineen tai toiminnan ympäristövaikutusten kokonaiskuva "kehdestä hautaan", eli raaka-aineiden ja energian kulutus, päästöt ilmaan, veteen ja maahan sekä kiinteiden jätteiden tuottaminen koko elinkaaren ajalta. Elinkaaritutkimuksilla voidaan selvittää muitakin kuin ympäristövaikutuksia. Yleensä selvitys sisältää kuvan 1 mukaiset elinkaaren vaiheet ja virrat.

Käytännöllisyyden vuoksi on elinkaarianalyysiä laadittaessa tehtävä kuitenkin rajoituksia, sillä ei ole mahdollista tarkastella kaikkien materiaalien täydellistä kiertoa ympäristössä. Elinkaarianalyysin tulee olla "läpinäkyvä" (*transparent*) eli sen kaikkien lähtöoletusten ja -tietojen tulee käydä selvästi ilmi, jotta tiedot on mahdollista tarkistaa ja laskelmat toistaa. Tämä on elinkaarianalyysin luotettavuuden edellytys.



Kuva 1. Elinkaaren vaiheet ja materiaali- ja energiavirratt.

Elinkaarianalyysi vaatii aina vertailua, sillä ei ole mielekäästä esittää pelkästään kokonaismääriä: tuote A saastuttaa x kg; vaan tuote A saastuttaa x kg enemmän kuin tuote B. Yleensä ollaan sitä mieltä, että ympäristövaikutusten arvioinnin tulee tapahtua erillään muusta analyysistä, sillä se on analyysin kaikkein subjektiivisin vaihe. Arviointia ei tulisi kuitenkaan jättää tekemättä, sillä siihen koko analyysi tähtää. Jollei analyysin laatija tee arviointia, joku muu, esimerkiksi lukija tekee sen.

2.2 Taustaa ja historiaa

Elinkaarianalyysi ei ole mikään uusi keksintö, sillä Coca-Cola-yhtiö tilasi ensimmäiseksi elinkaarianalyysiksi usein mainitun juomapakkausselvityksen Midwest Research Institute:lta (MRI) lähes 25 vuotta sitten vuonna 1969 (mm. Heiskanen 1992, Hunt ym. 1992). Tuolloin ympäristöasiat nousivat yleisiksi huolen aiheiksi. Energia-analyysijä oltiin tehty jo useita vuosia, ja tällöin niitä laajennettiin käsittämään raaka-aineiden kulutus, päästöt ja jätteet (Assies 1991).

Tutkimuksia tehtiin aineista ja tuotteista, jotka olivat joutuneet yleisen kritiikin kohteiksi niiden olemassa olevien tai oletettujen haitallisten ympäristövaikutusten takia. Monet tutkimuksista koskivat muoveja, kertakäyttöpakkauksia ja kertakäyttövaippoja, joista tuli kertakäyttöyhteiskunnan symboleja (Assies 1991, Oels ja Schmitz 1992).

Tähän mennessä tehdyistä elinkaarianalyyseistä suurin osa on koskenut pakkauksia, erityisesti juomapakkauksia. Vasta viime vuosina on alettu tehdä elinkaariarviointeja laajemmin myös muista tuoteryhmistä. Oels ja Schmitz (1992) selvittivät 112 elinkaarianalyysin aiheen ja jakauma oli seuraavanlainen:

- pakkaukset	42.9 %
- kemikaalit	10.7 %
- rakennusmateriaalit	8.9 %
- vaipat	7.1 %
- ruokailuvälineet	5.4 %
- muut	25 %

Useimmat tutkimukset on tehty yksityisille yrityksille ja näin ollen ne eivät ole yleisön saatavilla. Selvitysten tarkoituksena on ollut arvioida mm. materiaalin korvaamista toisella tai kokonaan uudella tuotteella ja tästä aiheutuvia ympäristövaikutuksia, lainsäädännön vaikutusmahdollisuuksia tai mahdollisuuksia "vihreään" mainontaan (Assies 1991, Oels ja Schmitz 1992).

MRI:n (myöhemmin Franklin Associates Ltd.) vuonna 1974 USA:n ympäristövirasto EPA:lle tekemää selvitystä juomapakkauksista on pidetty malliselvityksenä, josta alkoi elinkaarianalyysien kehitys. Selvityksessä käytettiin termiä *Resource and Environmental Profile Analysis REPA* (liite 2, 1.4) ja se perustui järjestelmäanalyyysiin, joka seurasi tuotteen kulkua "kehdestä hautaan". Selvityksessä yritettiin luoda arvottamismenetelmä ympäristövaikutusten vertailemiseksi käyttäen monikriteerianalyysiä (*multi criteria analysis*). Samoihin aikoihin muissa tutkimuksissa yritettiin määrittää tuotteen ympäristövaikutuksia rahassa. Molemmat menetelmät saivat paljon kritiikkiä osakseen ja yritykset ilmaista tuotteen ympäristövaikutuksia yhdellä luvulla hylättiin toistaiseksi (Assies 1991, Ryding 1991).

Kiinnostus elinkaarianalyysiä kohtaan vaimentui vuoden 1975 jälkeen niiden kustannusten ja monimutkaisuuden vuoksi. Energiakriisi nosti energiakysymykset taas etualalle, ja myöhemmin ongelmajätteiden merkitys korostui. 1980-luvulla jäte- ja muiden ympäristöongelmien kärjistyessä kiinnostus elinkaarianalyysiä kohtaan on taas kasvanut (Assies 1991, Hunt ym. 1992).

Sveitsiläisen EMPA:n (Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt) vuonna 1984 tekemä pakkausten elinkaariarviointi herätti paljon kansainvälistä kiinnostusta ja antoi uutta kiihoketta elinkaarianalyysien tutkimiseen (liite 2, 1.9). Selvityksessä käytettiin arvottamismenetelmää, joka käytti päästörajoja ja terveysstandardeja ympäristökuormitusten ryhmittämiseksi rajallisen otsakemäärän alle. Tuotteiden potentiaaliset ympäristövaikutukset ilmoitettiin ns. kriittisinä ilma- ja vesitilavuuksina eli kuinka monta kuutiota ilmaa tai vettä tuote pilaa elinkaarensa aikana. Myös energian käyttöä ja kiinteiden jätteiden määriä tarkasteltiin. EMPA:n laajasta tietokannasta tuli yleisölle avoin, mikä nopeutti elinkaarianalyysien laajempaa käyttöä (Smet 1990, Assies 1991, Ryding 1991).

Ruotsalainen Gustav Sundström (liite 2, 1.6) on tehnyt pääasiassa pakkausten elinkaarianalyysiä n. 20 vuotta ja englantilainen Ian Boustead (liite 2, 1.1) n. 10 vuotta. Heidän elinkaarilaskentamenetelmänsä ovat erittäin perusteellisia ja soveltuvat esimerkiksi prosessin kehittelyyn ympäristöystävällisemmäksi. Monissa muissa maissa on käytetty heidän tuloksiaan, jos lähtötietoja ei ole muuten saatu.

Elinkaarianalyysien käyttö on yhä lisääntynyt, se on levinnyt yritysten sisäisestä päätöksenteosta myös julkiseen käyttöön poliittisen päätöksenteon apuvälineeksi. Valmistajien väitteet tuotteittensa "vihreydestä" ovat nostaneet elinkaarianalyysin julkisen väittelyn kohteeksi. Useiden maiden hallitukset ja EY ovat hyväksyneet elinkaarianalyysin apuvälineeksi ekomerkin myöntämisessä (liite 2, 3.5) ja pakkauslainsäädäntöä laatiessaan (Assies 1991).

Viime aikoina on pyritty yhdenmukaistamaan ja parantamaan elinkaarianalyysiteknikkoja ja lisäämään lähtötietojen saatavuutta, etenkin julkisen päätöksenteon helpottamiseksi. Elinkaarianalyysin metodologian suuntaviivojen kehittäminen on meneillään mm. USA:ssa, Hollannissa ja Saksassa. Brysselissä toimiva SETAC-Europe (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) sekä myös SETAC-USA ovat saaneet tieteellisen asiantuntijan roolin ja edistäneet alan metodologian kehitystä ja harmonisointia merkittävästi (liite 2, 3.3) mm. järjestämällä kansainvälisiä seminaareja. Tietokantoja ja standardeja elinkaarianalyysiä varten ollaan kehittämässä (Assies 1991, SETAC-Europe 1993).

Myös Ruotsi ja Tanska ovat merkittäviä maita elinkaarianalyysin kehittämässä mm. Pohjoismaisen ministerineuvoston meneillään olevan elinkaarianalyysiprojektin takia. Projektia johtaa IVL (Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning) ja sen tavoitteena on kehittää pohjoismainen toimintaohje (*code of conduct*) elinkaarianalyysiä varten vuoden 1994 loppuun mennessä (Nordic Council of Ministers 1992).

Suomessa elinkaaritutkimus on vielä alkuvaiheessa. Pakkausteknologiaryhmä julkaisi juomapakkausjärjestelmistä ympäristövaikutusselvityksen vuonna 1984 ja kustannusselvityksen vuonna 1985 (Karjalainen ja Talola 1984, Karjalainen ja Viertiö 1985, Karjalainen ym. 1986). Joissakin suurimmissa yrityksissä on jo laadittu tai valmistaudutaan laatimaan elinkaarianalyysijä. VTT:llä jatkokehittellään Itävaltalaisista IDEA-mallia (liite 2, 1.3). KCL on kehittänyt metsäteollisuuden tuotteille KCL-ECO-mallin (Kärnä 1992). Tekniikan akateemisten liitto ja Wärtsilän teknillinen oppilaitos ovat aloittaneet kolmivuotisen projektin, jonka tarkoituksena on kehittää koulutusmateriaalia elinkaarianalyyseistä ja ekosuunnittelusta. Projekti on osa EY:n COMETT II -koulutusohjelmaa (Erkkilä 1992). Myös Jyväskylän yliopisto on aloittamassa täydennyskoulutuksen elinkaarianalyyseistä COMETT-ohjelmaan liittyen.

2.3 Terminologiaa

Elinkaaritutkimuksista on käytetty Euroopassa useimmiten termiä "Elinkaarianalyysi" (*Life Cycle Analysis LCA*) ja USA:ssa "Elinkaariarviointi" (*Life Cycle Assessment LCA*) (Haes 1992). Lyhenne LCA voi siis tarkoittaa kumpaa tahansa termiä. Analyysitermi kuvaa LCA:n objektiivisempaa ja tieteellisempää osaa, pääasiassa lähtötietojen inventointia, ja sen tulisi rajoittua faktatietoihin. Inventoinnissakin joudutaan ottamaan kantaa valittaessa mitä kaikkea analyysiin sisällytetään. Arviointi taas sisältää jonkinlaista vaikutusten painottamista tai arvottamista ja merkityksen arviointia.

Termejä ei ole vielä standardoitu ja sen vuoksi niitä onkin käytetty sekavasti. Molempia termejä on käytetty yleistermeinä kuvaamaan esimerkiksi kaikkia elinkaarimalleja, vaikka osa malleista sisältää vaikutusten arviointia ja osa ei. Haesin (1992) mukaan SETAC:n seminaarissa Leidenissa vuonna 1991 päädyttiin suosittelemaan Elinkaariarviointi-termin käyttöä ja tämä onkin yleistynyt sen jälkeen. Hänen mukaan myös toinen päätöksenteon apuväline, Ympäristövaikutusten arviointi (YVA), sisältää

objektiivisen vaikutusten ennustamisosan ja sitä seuraavan vaikutusten merkityksen arvioinnin, ja tämän johdosta hän suosittelee arviointi-termin käyttöä myös LCA:sta puhuttaessa. Esimerkiksi Assies (1991, 1992) vaihtoi elinkaarianalyysi -termit elinkaariarviointi -termeiksi Leidenin seminaarin lopulliseen julkaisuunsa.

Tässä selvityksessä on käytetty kuitenkin termiä elinkaarianalyysi kuvaamaan kaiken tyyppisiä elinkaaritutkimuksia, toisinaan siis myös sellaisia, joihin voi sisältyä arviointia.

Termi "elinkaarianalyysi" tai "-arviointi" ei välttämättä luo oikeaa kuvaa siitä, mistä on kysymys. Esimerkiksi pakkauksen elinkaarianalyysillä ymmärretään pakkauksen elinajan tai sen eri vaiheiden määrittämistä (pakkauksen valmistaminen, käyttö ja hylkääminen jätteenä). Edes termi "ympäristöelinkaarianalyysi", jota myös on käytetty, ei ole kovin kuvaava. Sen sijaan "ekotase" tai "ympäristötase" on jo kuvaavampi, jotain tulee sisään ja jotain menee ulos. Tosin ekotase käsittää vasta ympäristökuormitusten inventoinnin, eikä merkitysten arviointia. Suomeksi useita alaan liittyviä termejä ei ole vielä virallisesti määritelty eikä niiden käyttö ole vakiintunut.

Assies (1992) on määritellyt elinkaariarvioinnin seuraavasti:

"Tuotteiden ympäristöelinkaariarviointi (LCA), on määritelty tutkimuksiksi, joissa analysoidaan ja arvioidaan materiaalin, tuotteen tai tuoteryhmän koko elinkaaren aikaiset ympäristövaikutukset." Assies on itsekkin todennut, että määritelmä on hyvin avoin ja käsittää hyvin erilaisia tutkimuksia, mikä voi aiheuttaa sekaannusta elinkaarianalyysien parissa työskentelevien kesken.

2.4 Eri menetelmien jaottelu

Pedersen ja Christiansen (1992) ovat jakaneet erilaiset menetelmät niiden laajuuden tai yksityiskohtaisuuden perusteella sekä sen mukaan, sisältyykö niihin tietojen *aggregointia* eli yhdistelyä tai arviointia (taulukko 11, kohta 6.1). Tällaisella jaottelulla on muodostunut kuusi elinkaari menetelmäryhmää.¹⁰

Monipuolisissa menetelmissä (*comprehensive methods*) on useita erilaisia parametreja, kuten taloudellisia ja sosiaalisia parametreja, ja usein myös laaja järjestelmän määrittäminen eli vähän rajoituksia, mutta ne eivät ole täsmällisiä. Parametrit on arvioitu laadullisesti.

Kvantitatiiviset eli määrälliset menetelmät (*quantitative methods*) käsittelevät tiedot yksityiskohtaisesti, mutta niissä on vähemmän parametreja – yleensä energia ja päästöt – ja järjestelmän määrittäminen on suppeampi.

Edellisten välimuoto on **käytännölliset menetelmät** (*pragmatic methods*), joilla pyritään sellaiseen yksityiskohtaisuuteen, täsmällisyyteen ja parametrien määrään, joka on käsiteltävissä järkevässä ajassa ja riittävän alhaisin taloudellisin kustannuksin ja on sopiva käytettäväksi käytännön tuotevertailuihin.

Puhtaissa **inventointimenetelmissä** (*inventory methods*) ei yhdistellä (aggregoida) ympäristökuormituksia pääasiassa siksi, että riittävän hyviä yhdistelymenetelmiä ei ole vielä kehitetty. **Arviointimenetelmiin** (*assessment methods*) sisältyy enemmän tai vähemmän kehittynyt yhdistely- tai arvottamismenettely.

2.5 Elinkaarianalyysin rakenne

Elinkaarianalyysin osat on määritelty SETAC:n seminaareissa seuraavasti:

Smugglers Notch 1990:

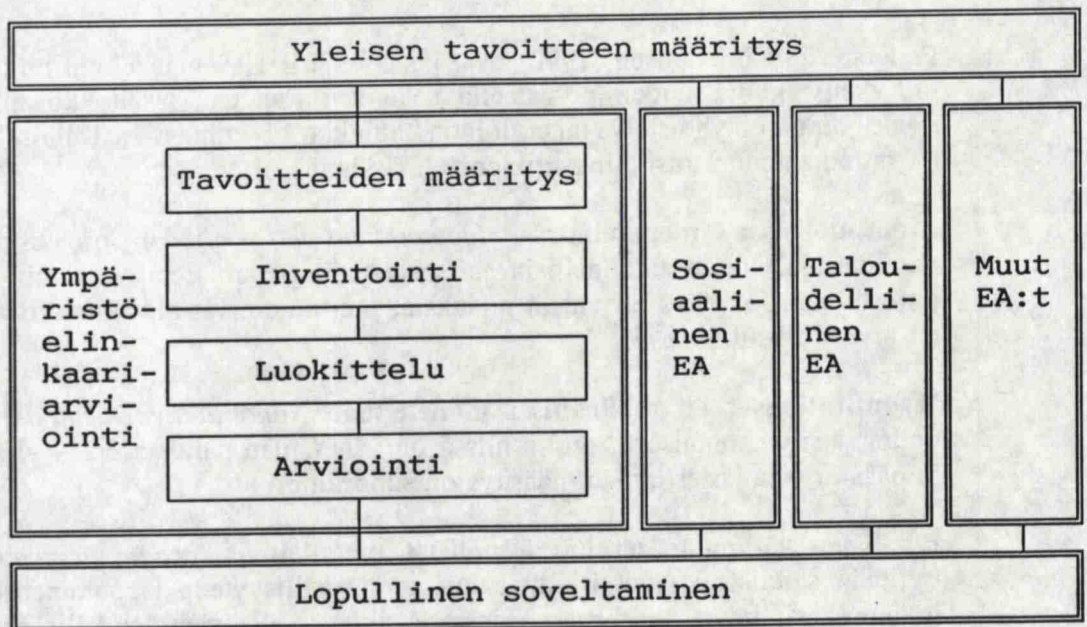
1. Inventointi
2. Vaikutusanalyysi
3. Parannusanalyysi

Leiden 1991:

1. Tavoitteen määrittäminen
2. Inventointi
3. Luokittelu
4. Arviointi

Leidenin jaottelua käytetään Euroopassa yleisemmin, mutta myös Smugglers Notchin termeistä puhutaan toisinaan, etenkin USA:ssa. Leidenissa esitetty jaottelu eroaa Smugglers Notch:ssa esitetystä lähinnä viimeisessä kohdassa. Assies (1992) toteaa kuitenkin, että arviointi-osaa voidaan käyttää myös parannusanalyysinä. Sitä voi käyttää moniin muihinkin tarkoituksiin, esimerkiksi tuotteiden vertailemiseen tai ympäristöstandardien noudattamisen tarkistamiseen.

Melko yleisesti ollaan kuitenkin sitä mieltä, että tiedon keruu -osa eli ns. "objektiivinen" analyysi pitäisi selvästi erottaa kaikenlaisesta tiedon käsittelystä, kuten tietojen yhdistelystä ja arvioinnista, johon vaikuttavat subjektiiviset näkemykset. Assies (1991) toteaa, että vaikka Smugglers Notch:ssa määriteltiin inventointi objektiiviseksi prosessiksi, elinkaarianalyysi on kuitenkin aina subjektiivinen. Subjektiivisuus alkaa jo järjestelmän rajojen määrittämisellä inventointiosassa ja valintojen määrä lisääntyy enenevästi loppua kohden. Läpinäkyvyyteen perustuva elinkaarianalyysi parantaa päätöksenteon laatua.



Kuva 2. Eri elinkaarianalyysilajit ja niiden sisäinen rakenne (Assies 1991). Kuvassa EA = elinkaariarviointi.

Seuraavassa on selostettu Leidenissa määriteltyjen elinkaarianalyysin osien sisältöä.

1. Tavoitteiden määrittäminen (Goal definition). Ympäristöelinkaarianalyysin alussa tavoitteet ja tarkoitus tulee määritellä selvästi, jotta osataan tehdä oikeita valintoja analyysiä tehdessä ja saadaan sovellutuksesta tarkoituksenmukainen (Assies 1991). Tutkimus, tuote ja järjestelmä määritellään selvityksen alussa (ks. kohta 3.3). Näiden määrittelyn katsotaan toisinaan kuuluvan tavoitteen määrittämisosaan, toisinaan inventointi-osaan. Erityisen tärkeää on toiminnallisen tuoteyksikön määrittäminen. Sitä voidaan käyttää vertailun pohjana inventoinnissa. Myös sisällytettävät prosessit ja rajaukset määritellään.

2. Inventointi (Inventory). Inventointi on elinkaariarvioinnin objektiivisin osa. Siinä lasketaan tuotteen, pakkauksen tai toiminnan energia- ja materiaalitase, eli energian ja materiaalien kulutus sekä päästöt koko elinkaaren ajalta. Inventoinnissa kerätään lähtötiedot ja arvioidaan niiden laatu, sekä lasketaan yhteen, mutta ei aggregoida tietoa. Inventointiosan tulosta voidaan kutsua tuotteen *ekotaseeksi* (Assies 1991, Haes 1992, Janzen 1992).

Yksistään inventointi voi riittää määritettäessä esimerkiksi mahdollisuuksia vähentää päästöjä tai energian ja raaka-aineen kulutusta. Useissa elinkaarianalyysissä onkin tyydytty inventointivaiheeseen.

3. Luokittelu (Classification). Luokittelu-osassa luokitellaan inventointiosan ympäristökuormitukset niiden (potentiaalisten) ympäristövaikutusten, -ongelmien tai jopa -riskien mukaan. Inventointiosassa kerätty suuri tietomäärä aggregoidaan näin muutamaan ryhmään (ks. kohta 3.6). Tämä edellyttää ympäristökuormitusten painottamista. Lopullinen arvottaminen tapahtuu kuitenkin arviointiosassa. Luokitteluosan lopputulosta voidaan kutsua tuotteen *ekoprofiliksi* (Assies 1991, Finnveden ja Lindfors 1992b).

Yleensä elinkaariarvioinnit koskevat yleisiä, laajalla alueella käytettäviä tuotteita, kuten maitopakkaus. Tällöin on syytä rajoittaa potentiaalisia vaikutuksiin, jolloin puhutaan uhan (*hazard*) arvioimisesta. **Uhan arviointi** on alueesta riippumaton ja voi käsittää korkeintaan laajan mittakaavan paikallisia ongelmia (Assies 1991, Haes 1992).

Jos on tarve arvioida paikallisia vaikutuksia, on kyse riskin (*risk*) arvioimisesta. **Riskin arviointi** koskee tiettyä seutua ja käyttää paikallisia olosuhteita (esim. paikallisia taustapitoisuuksia, asuin ympäristön ja erilaisten luontoympäristöjen etäisyyttä, jne.) pohjana todellisten vaikutusten arvioimiseksi. Toisinaan ympäristövaikutusten arviointi YVA -menettely sopii paremmin näihin tapauksiin kuin elinkaariarviointi (Assies 1991, Haes 1992).

Erilaisia ehdotuksia ympäristövaikutusten luokittelemiseksi on esitetty kohdassa 4.2.

4. Arviointi (Evaluation). Arviointi-osassa arvotetaan eli priorisoidaan erilaisia ympäristövaikutus- tai -ongelmaryhmiä suhteessa toisiinsa. Arviointi voi sisältää myös luokitteluun nähden pidemmälle menevää, erilaisten ympäristövaikutusten aggregointia. Arvioinnissa on mahdollista käyttää apuna jonkinlaista asiantuntijapaneelia tai indeksisysteemiä, joka pisteyttää eri päästöt ja erilaiset vaikutukset.

Arviointityyppi riippuu elinkaarianalyysin sovellutustyyppistä. Onko kyse yhden tuotteen eri elinkaaren vaiheiden (potentiaalisten) ympäristövaikutusten painottamisesta? Onko kyse eri tuotevaihtoehtojen vertailusta esimerkiksi ennen ja jälkeen uudelleen suunnittelun? Käytetäänkö elinkaarianalyysiä yksityiseen vai julkiseen

päätöksentekoon? Kuinka kauaskantoisia tehtävän päätöksen seuraukset ovat? Jne. (Assies 1991).

Arviointi voidaan tarvittaessa jakaa ympäristölliseen osaan, jossa painoarvotetaan eri ympäristövaikutukset, ja yleiseen osaan, jossa vertaillaan ympäristövaikutusten suhdetta täysin muihin asioihin, esimerkiksi taloudellisiin ja sosiaalisiin seurauksiin (Assies 1991, Haes 1992). Arviointimenetelmiä on selostettu lisää kappaleessa 4.3.

Kaikissa elinkaariarviointimenetelmissä ei ole eroteltu luokittelua ja arviointia toisistaan, esimerkiksi EPS- (liite 2, 2.1) ja BUWAL-malleissa (liite 2, 1.9), jolloin on voitu ilmaista ympäristövaikutukset yhdellä luvulla. Tästä on toisaalta etua, koska erilaisia asioita pystytään vertailemaan keskenään; toisaalta haittaa, sillä sen myötä menetetään tietoa. Jos ne ovat erikseen, erilaiset menettelytavat tulevat paremmin ilmi päätöksen-tekovaiheessa.

Useimmissa elinkaariarviointimenetelmissä on "paluusilmukka" lopullisesta arvioinnista takaisin selvityksen tavoitteisiin. Koko prosessi inventoinnista luokitteluun ja arviointiin voidaan toistaa useita kertoja. Elinkaarianalyysi voi olla dynaaminen iteratiivinen prosessi, joka pystyy jatkuvasti vastaamaan monimutkaisen tuotejärjestelmän muutoksiin (Assies 1991).

Elinkaarianalyysin metodologinen kehittäminen on vielä kesken. Inventointiosan laatimisen pääperiaatteet on jo yleisesti hyväksytty, mutta kaikkia yksityiskohtia ja käytännön toteuttamista ei ole vielä ratkaistu. Sen sijaan luokittelu- ja arviointivaiheissa on vielä paljon tutkittavaa ja kehiteltävää. Viime aikoina on mm. pohdittu tulisiko luokittelu-vaiheessa käyttää perusteellista vai käytännöllistä menettelyä ympäristövaikutusten määrittämisessä (SETAC-Europe 1992).

2.6 Elinkaarianalyysin tyyppi

Elinkaarianalyysin tyypit voidaan jaotella esimerkiksi seuraavilla tavoilla, joista kahdella ensimmäisellä on vaikutusta myös elinkaarianalyysin laajuuteen:

Laadullinen, puolilaadullinen tai määrällinen lähestymistapa

Kussakin elinkaarianalyysin osassa voidaan käyttää joko laadullista (kvalitatiivista) tai määrällistä (kvantitatiivista) menetelmää. Määrällinen menetelmä ei kuitenkaan voi seurata laadullista. Puolilaadulliseksi (semikvalitatiiviseksi) menetelmää voidaan kutsua silloin, kun inventointi on määrällinen, mutta luokittelu ja arviointi ovat laadullisia. Määrällisiä ja laadullisia lähestymistapoja voidaan käyttää myös tukemaan toisiaan tietojen saatavuuden mukaan (Assies 1991).

Tällä hetkellä tuotearviointeissa käytettyjen niin kutsuttujen elinkaarianalyysien lähestymistavat vaihtelevat erittäin suppeista tarkasteluista kattaviin elinkaarianalyysihin. Kaikkia elinkaarianalyysiksi kutsuttuja selvityksiä ei kuitenkaan voi suppeutensa takia pitää elinkaarianalyysinä. Ääritapauksessa on saatettu keskittyä vain tiettyyn elinkaaren vaiheeseen, tai tiettyyn kuormitukseen, kuten energiaan tai kiinteisiin jätteisiin ja käyttää laadullista arviointia sekä esimerkiksi asiantuntijoiden laatimia kyselylomakkeita. Toisessa äärimmäisyydessä on voitu tarkastella kaikki ympäristöasiat koko elinkaaren ajalta määrällisellä menetelmällä ja laajoilla tietokonemalleilla. Edellinen on yksinkertainen menetelmä ja antaa selkeitä vastauksia, mutta voi olla harhaanjohtava kokonaisympäristövaikutuksia ajatellen. Voi jäädä

huomaamatta, että ympäristöparannus yhdellä sektorilla mitätöityykin ympäristöhaitalla muussa yhteydessä, todellisen lopputuloksen osoittaessa nolaympäristöhyötyä tai jopa ympäristöhaittaa. Jälkimmäinen menetelmä on laajempi, kuluttaa paljon enemmän aikaa ja rahaa, mutta lopputulokset eivät useinkaan ole selkeitä vastauksia, sillä lopuksi joudutaan vertailemaan täysin erilaisia asioita keskenään. Tulevaisuudessa elinkaarianalyysi on jotain näiden kahden äärimmäisyyden väliltä (Assies 1991, Haes 1992).

Ympäristö-, taloudellinen ja sosiaalinen elinkaariarviointi

Assies (1991) on esittänyt, että lopullisessa tuotearviointissa ja päätöksenteossa tulisi tehdä vertailu ympäristövaikutusten, sekä taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten painoarvojen välillä. Esimerkiksi saksalaisissa Produktlinienanalyse-menetelmissä (liite 2, 2.4) tarkastellaan ympäristökuormitusten lisäksi sosiaalisia ja taloudellisia seikkoja.

Tuotteen elinkaariarvioinnit voidaankin jakaa seuraaviin alaryhmiin (Assies 1991):

- ympäristöelinkaariarviointi
- taloudellinen elinkaariarviointi
- sosiaalinen elinkaariarviointi.

Joidenkin mielestä tulisi erottaa vielä tekninen elinkaariarviointi. Tekniset näkökohdat ovat kuitenkin mukana kaikissa elinkaarianalyysityypeissä, joten niitä varten ei tarvittane erillistä alaryhmää (Assies 1991).

Esimerkiksi joidenkin tuotteiden taloudellinen elinkaariarviointi voi olla hallinnolle hyvä työkalu tutkia, missä elinkaaren vaiheessa kustannukset ja hyödyt eivät ole tasapainossa. Sosiaalinen ja taloudellinen elinkaariarviointi voisi olla paikallaan esimerkiksi tapauksessa, jossa tuotteen korvaaminen toisella aiheuttaisi tehtaan sulkemisen paikkakunnalla ja uuden tehtaan avaamisen jossain muualla (Assies 1991).

Tarkoitettu julkiseen tai yksityiseen päätöksentekoon

Tällä on vaikutusta erityisesti arvioinnin tyyppiin, käytetäänkö virallisia asiantuntija-paneeleita vai esimerkiksi monikriteerianalyysia (Assies 1991).

2.7 Elinkaarianalyysin raja

Elinkaarianalyysin järjestelmää määritettäessä on päätettävä, mitkä kaikki seikat otetaan huomioon, eli miten analyysi rajataan (mm. Assies 1991, Finnveden ja Lindfors 1992a):

- Mitkä kaikki elinkaaren vaiheet otetaan mukaan yksityiskohtaiseen tarkasteluun (mistä alkaa, mihin päättyy, mitä kaikkea välissä)?
- Mitkä materiaalivirrat (raaka-aineet ja päästöt) ja energiavirrat otetaan mukaan?
- Mitkä kaikki sivutuotteet, -aineet ja -haarat (muut prosessit ja tuotejärjestelmät) otetaan mukaan? Mihin saakka niitä seurataan?
- Mitkä kaikki ympäristövaikutukset otetaan mukaan?
- Tarkastellaanko maailman, valtion vai tietyn alueen paikallisia olosuhteita?
- Minkälaista teknologian tasoa tulisi tarkastelussa käyttää?
- Perustuuko analyysi nykyhetken vai tulevaisuuden tilanteeseen? Kuinka pitkälle

- tulevaisuuteen tarkastelu ulotetaan (10–100–1000 vuotta)?
- Otetaanko pääomahyödykkeet eli tuotanto- ja kuljetusvälineet mukaan ja analysoidaanko myös ne "kehdosta hautaan"?
 - Tulisiko onnettomuuksien yhteydessä syntyvät päästöt sisällyttää laskelmiin ja jos niin mitkä? Miten poikkeavat tilanteet tulisi ottaa huomioon? Kuinka usein toistuvat tilanteet otetaan huomioon ja miten vaikutukset arvioidaan?
 - Otetaanko onnettomuuksien estämiseksi tarkoitettut laitteet ja onnettomuuksissa syntyvät päästöt mukaan analyysiin?
 - Otetaanko työympäristöön liittyvät seikat mukaan, ja jos niin mitkä (kemialliset, fyysiset tai psykologiset seikat)?
 - Otetaanko terveysvaikutukset työympäristön ohella mukaan?
 - Otetaanko ekologiset ja ekotoksikologiset vaikutukset mukaan ja jos niin minkä tyyppiset vaikutukset?
 - Tulisiko ympäristöseikkojen lisäksi käsitellä myös taloudellisia ja sosiaalisia kysymyksiä?

Kuten kysymysten määrästä voidaan huomata, elinkaarianalyysin rajausta ei ole mikään yksinkertainen asia. Elinkaarianalyysin rajausta on käsitelty myös kappaleessa 3.3.

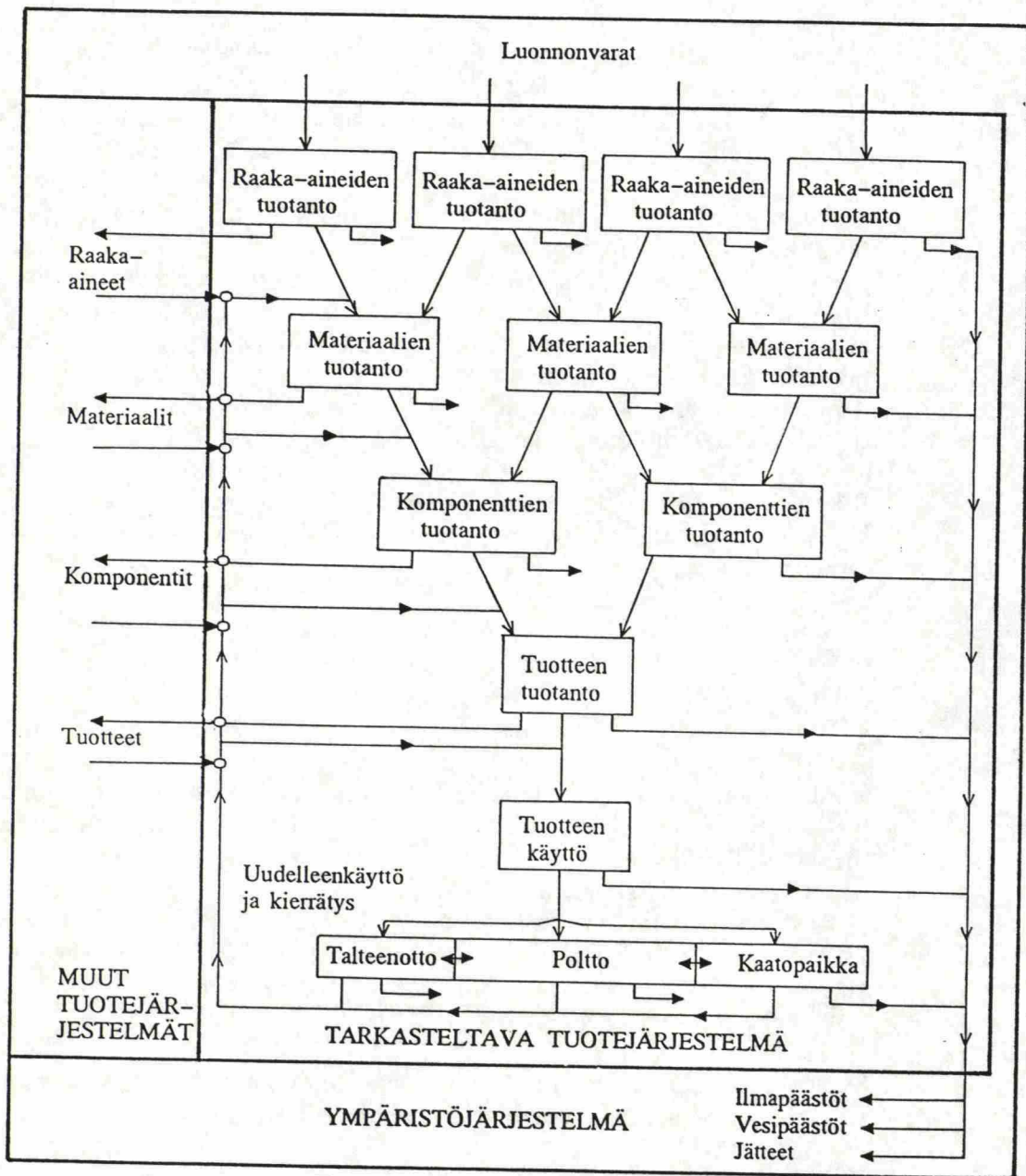
Elinkaarianalyysin tulos riippuu merkittävästi siitä, miten systeemi rajataan. Toistaiseksi, kun menetelmiä ei ole standardoitu, tuloksia voidaan jopa muokata mieleiseen suuntaan valitsemalla rajat sopivasti. Eri elinkaarianalyysit eivät ole vertailukelpoisia erilaisten rajausten vuoksi. Rajaukset ovat kuitenkin välttämättömiä, mutta tulosten ja niiden käytön kannalta tulee kertoa, minkälaisia ne ovat ja mitkä ovat niiden perusteet.

Salste (1992) on todennut, että systeemin raja on tutkimuksissa voinut olla esimerkiksi talteenottolaitoksen portilla, talteenotettuna raaka-aineena tai esimerkiksi uusiotuotteena tai vastaavasti kaatopaikan portilla tai kaatopaikalla hajoamisen jälkeen. Periaatteessa elinkaarianalyysin tulisi sisältää kaikki elinkaaren vaiheet ja ainakin tärkeimmät materiaali- ja energiavirrat (kuva 1 ja kpl. 3.3). Esimerkiksi käyttövaihe ja kaatopaikkavaikutukset on kuitenkin jätetty usein tarkastelusta pois. Rajauksessa on syytä olla tarkkana, ettei mitään olennaista, tuloksiin merkittävästi vaikuttavaa jätetä pois tarkastelusta. Täytyisi tietää, kuinka suuri merkitys rajattavalla seikalla on kokonaisympäristövaikutuksiin nähden. Elinkaaren vaiheiden rajausta voisi kutsua *vertikaaliseksi rajaukseksi*.

Rajaukset määritetään tuotejärjestelmän ja ympäristön välille sekä muihin tuotejärjestelmiin nähden, kuten kuvassa 3 on esitetty (Assies 1991).

Käytettäessä "kehdosta hautaan"-menetelmää jokaisen prosessin sisään tulevat aineet tulisi voida jäljittää takaisin luonnon raaka-ainelähteille ja ulosmenevien aineiden kulkua tulisi voida seurata lopulliseen jätteen sijoitukseen. Tällä menetelmällä kaikista prosesseista, joissa on useita sisääntuloja muista prosesseista, johtaa haara näihin muihin prosesseihin, joihin edelleen tulee syöttöjä muista haarautuneista prosesseista. Ulosmenevät aineet voivat myös haarautua useaan otteeseen sivutuotteiksi ja jätteiksi. Teoriassa prosessipuun kaikkien haarojen tulisi johtaa prosesseihin, joiden pääasiallinen sisääntulo on luonnon raaka-ainevaroista ja pääasiallinen ulosmeno on lopullista jätettä. Käytännössä tämä ei ole yleensä toteutettavissa, joten täytyy päättää kuinka pitkälle prosesseja jäljitetään. Tavallisesti erottelu tehdään päätuotantoketjun prosessien, energiantuotantoprosessien ja pääomahyödykkeisiin liittyvien prosessien, sekä sivutuotteisiin, aineisiin ja palveluksiin liittyvien prosessien välillä (Assies 1991). Näiden sivuhaarojen rajausta voisi kutsua *horisontaaliseksi rajaukseksi*.

Useimmissa selvityksissä päätuotantoketjulle on tehty kattava arviointi kehdestä hautaan. Valmiiksi prosessoiduista raaka-aineista aloittaminen aliarvioisi ympäristövaikutuksia. Aina ei ole kuitenkaan selvää, missä menee ympäristösystemin raja; onko esimerkiksi kasvava puu luonnonvara, joka kuuluu ympäristösystemiin vai onko se tuotantoprosessi (Assies 1991)?



Kuva 3. Prosessipuu: tuotejärjestelmän rajat suhteessa muihin tuotejärjestelmiin ja ympäristöön (Assies 1992).

Erityisesti energian tuotantoprosessit tulisi voida jäljittää takaisin luonnon raaka-ainelähteille ja erotella uusiutuviin ja uusiutumattomiin energian lähteisiin. Erilaiset energianlähteet aiheuttavat erilaiset päästöt.

Yleensä pääomahyödykkeiden, kuten koneiden ja kuljetusvälineiden, toiminta on sisällytetty arviointiin, mutta ei niiden tuotantoa. Sivuaaineiden, kuten öljyn,

tuholaismyrkkyjen tai puhdistusaineiden määriä on usein vaikea arvioida kokeellisesti. Tällöin on mietittävä, onko tärkeämpää tutkimuksen täydellisyys vai toteutettavuus. Pienet materiaalivirrat (stabilointiaineet, väriaineet ym.) on usein vain mainittu eikä sen enempää otettu huomioon. Standardisääntöjäkin sivuaineiden sisällyttämisestä elinkaarianalyysiin on yritetty muodostaa, mm:

- Jätetään huomioon ottamatta prosessit, jotka käsittävät alle tietyn prosentin sisään-levien aineiden painosta tai odotettavista ympäristövaikutuksista.
- Määritellään erilaiset peräytymisasteet, esimerkiksi "yksi askel taaksepäin -sääntö" tietyille sisään tuleville aineille, jotta tiedetään kuinka pitkälle niitä täytyy jäljittää tuotantoketjussa (Assies 1991, Pedersen ja Christiansen 1992).

Tällaiset säännöt on kuitenkin havaittu turhiksi, sillä hyvin aktiivisten aineiden pienetkin päästöt voivat aiheuttaa merkittäviä ympäristövaikutuksia. Asiantuntija pystyy päättämään, mitkä päästöt ovat merkittäviä. Pedersen ja Christiansen (1992) toteavat, että analyysiä, jossa peräydytään vain yksi askel taaksepäin voi tuskin pitää elinkaarianalyysinä. Tämän vuoksi kussakin tapauksessa tulee menetellä tarkoituksenmukaisesti. Tuotannon sivuketjuja tai muita operaatioita ei tulisi jättää huomioon ottamatta ellei niiden todeta esimerkiksi herkkyysanalyysillä olevan vaikutuksiltaan mitättömiä koko systeemin kannalta.

IFIAS (International Federation of Institutes For Advanced Study) on määritellyt neljä peräytymisastetta energian syötölle energia-analyysessä koskevassa seminaarissaan vuonna 1974 (Assies 1991):

1. Suora energian syöttö.
2. Energian syöttämiseksi tarvittava energia.
3. Edellisen prosessin laitteistojen valmistamiseksi tarvittava energia.
4. Prosessin laitteistoja valmistavien koneiden rakentamiseksi tarvittava energia.

Elinkaarianalyysiin sisällytettävien prosessien valinta riippuu elinkaarianalyysin tarkoituksesta. On ehdotettu, että ennustettavat ja usein tapahtuvat onnettomuudet pitäisi sisällyttää analyysiin, kun taas suuret, enemmän tai vähemmän arvaamattomat onnettomuudet tulisi jättää pois. Olisiko sitten esimerkiksi vuoden keskimääräiset prosessitiedot riittävät määrittäessä melko yleisesti esiintyviä onnettomuuksia? On esitetty myös, että riskianalyysi tulisi laatia rinnakkain elinkaarianalyysin kanssa ja nämä molemmat muodostaisivat osansa päätöksenteon pohjaksi (Assies 1991, Finnveden ja Lindfors 1992a).

Standardoinnilla voidaan löytää ratkaisuja joihinkin kysymyksiin. Useat kysymykset jäävät kuitenkin elinkaarianalyysin laatijan ratkaistaviksi.

2.8 Käyttökohteet

Elinkaarianalyysiä voidaan soveltaa paitsi tuotteille, pakkauksille ja materiaaleille, myös aineettomille asioille kuten toiminnoille, palveluille ja prosesseille. Suurin osa tähän asti tehdyistä julkisista elinkaarianalyyseistä on koskenut pakkauksia (ks. kohta 2.2).

Finnvedenin ja Lindforsin (1992a) mukaan elinkaarianalyysiä voidaan laajasti määriteltynä käyttää kahteen tarkoitukseen:

1. Päätöksentekoa tukemaan.
2. Tiedon käsittelyn apuvälineenä.

Näistä ensimmäinen on vallitseva ja elinkaarianalyysiä voidaankin käyttää hyvin monenlaisten päätösten tukemiseen. Sekä yritykset että julkiset päätöksentekaelimet voivat käyttää elinkaarianalyysiä em. tarkoituksiin. Yrityksissä elinkaarianalyysin käyttö voidaan jakaa vielä yritysten sisäiseen ja ulkoiseen käyttöön. Franklin Associates on vuonna 1990 ilmoittanut tekemiensä yli 50 elinkaaritutkimuksen jakautuvan seuraavasti: n. 70 % selvityksistä tehtiin yksittäisille yrityksille, 20 % teollisuuden liitoille ja 10 % liittovaltion hallitukselle (Assies 1991).

Oels ja Schmitz (1992) ovat todenneet, että odotukset ovat usein epärealistiset, kun elinkaarianalyysillä etsitään vastauksia ekologisiin päätöksenteko-ongelmiin. Elinkaarimallien tietokoneohjelmat eivät anna lopullisia vastauksia ympäristöpäätösten tekoa varten, mutta ne voivat tehdä päätöksistä "läpinäkyvämpiä".

Taulukossa 1 on lueteltu elinkaarianalyysin käyttökohteita yrityksissä ja julkisissa päätöksentekaelimissä. Lisäksi elinkaarianalyysiä voidaan käyttää esimerkiksi kuluttajia palvelevissa tutkimuksissa.

Finnveden ja Lindfors (1992a) ovat tehneet selvityksen elinkaarianalyysille asetettavista odotuksista ja käyttökohteista, ja tutkimuksen mukaan teollisuuden edustajat pitivät strategisia päätöksiä usein tärkeimpänä elinkaarianalyysin sovellutuskohteena itselleen. Tällaisia ovat esimerkiksi päätökset sijoituksista ja tuotteista. Päätökset eroavat tuote- ja prosessikehittelyn päätöksistä siinä, että niitä pidetään tärkeämpinä ja niitä ei tehdä jatkuvasti. Julkiset päätöksentekaelimet voivat hyödyntää elinkaarianalyysiä strategisissa päätöksissä esimerkiksi yhteiskunnan rakennelmista kuten jätehuolto- tai liikennejärjestelmistä.

Yritysten tai viranomaisten ostaessa tuotteita elinkaarianalyysiä voidaan käyttää tuotetoimittajan painostamiseksi tai tuotetoimittaja voi itse käyttää sitä neuvottelujen pohjana.

Omia tuotteita koskevan tietämyksen lisäämisen tarkoituksena on sanottu olevan esimerkiksi viranomaisten, ympäristönsuojelijoiden tai muiden valmistajien "hyökkäykseen" varautuminen. Toisinaan on väitetty, että yritykset käyttävät liian usein elinkaarianalyysiä puolustautumiseen sen sijaan että ne parantaisivat tuotteitaan. Kysymyksen "kuinka tuote tulisi valmistaa" sijaan tulisi toisinaan asettaa kyseenalaiseksi "pitäisikö tuotetta valmistaa".

Nykyisten tuotteiden ja prosessien kehittäminen ja tulevien suunnittelu on tärkeä elinkaarianalyysin sovellutusalue yrityksissä. Teollisuuden edustajat ovat esittäneet, että elinkaarianalyysiä tulisi käyttää tuotteiden ja prosessien jatkuvaan optimointiin. Kehittämällä prosesseja tai vaihtamalla materiaaleja tai tuotetta ympäristöystävällisemmäksi, toisin sanoen suuntautumalla ekodesign:iin eli ns. ympäristöystävälliseen tuotesuunnitteluun, yritys voi kohottaa tuote- ja yritysimageaan ja edistää kilpailukykyään. Edellistä voidaan kutsua myös ekologiseksi optimoinniksi (Finnveden ja Lindfors 1992a, Leppänen 1991, Oels ja Schmitz 1992).

Taulukko 1. Elinkaarianalyysin käyttökohteita (Assies 1991, Finnveden ja Lindfors 1992a, Leppänen 1991).

ELINKAARIANALYYSIN KÄYTTÖKOHTTEITA YRITYKSISSÄ:

1. Yrityksen sisäinen käyttö

- Strategiset päätökset.
 - Tuotteen ottaminen valmistukseen tai markkinointiin.
 - Pitkän tähtäyksen tuotekehittely mm. materiaalien suhteen.
 - Tuotteiden ostopäätösten tukeminen (yritys ostajana).
- Tuote- ja prosessikehittelyn päätökset.
 - Niiden prosessien, aineksien ja järjestelmien selvittäminen, jotka aiheuttavat pääasialliset ympäristövaikutukset.
 - Erilaisten valintojen vaikutusten vertailu prosessissa ympäristövaikutusten minimoimiseksi.
 - Raaka-aineiden ja energian käytön minimointi ja optimointi.
 - Materiaalien kierrätyksen lisääminen.
 - Haitallisia jätteitä aikaansaavan tuotannon minimoiminen.
 - Tuotannossa käytettävien, terveydelle ja ympäristölle vaarallisten kemikaalien korvaaminen.
- Tietämyksen lisääminen omista tuotteista.

2. Yrityksen ulkopuolinen käyttö

- Kilpailukyvyn edistäminen, markkinoinnin tukeminen ja tiedon välittäminen.
 - Tuotteiden vertailu toiminnallisesti samanlaisiin tai itseensä.
 - Tuotteiden ympäristövaikutuksista tiedottaminen kuluttajille esimerkiksi tuotteiden ympäristöselostusten muodossa.

ELINKAARIANALYYSIN KÄYTTÖKOHTTEITA JULKISISSA PÄÄTÖKSENTEKOELIMISSÄ:

- Strategiset päätökset.
 - Pitkän tähtäyksen politiikan kehittäminen koskien materiaalien käyttöä, raaka-ainelähteiden suojelua ja ympäristövaikutusten ja -riskien vähentämistä.
 - Esimerkiksi erilaisten jätteenkäsittelyvaihtoehtojen vaikutusten arvioiminen.
 - Lainsäädäntö ja määräykset (verot, kiellot jne.).
 - Mm. tuotemateriaalien käytön sääntelevien standardien luominen.
 - Tuotteiden mainontaa säätelevien standardien luominen.
 - Tuotteiden arvioiminen ympäristömerkkien myöntämistä varten.
 - Tietämyksen lisääminen.
 - Tietoaaukkojen ja ensisijaisten tutkimustarpeiden selvittäminen.
-

Finnvedenin ja Lindforsin (1992a) mukaan teollisuuden edustajat toivoivat, että he voisivat saada elinkaarianalyysin avulla kokonaiskuvan tuotteistaan ja prosesseistaan, jotta he voisivat keskittää voimavaransa tärkeimpiin alueisiin. Elinkaarianalyysin odotetaan antavan parempaa pohjaa päätöksenteolle ja selvittävän merkittävimmät ympäristöongelmat. Sen sijaan tuottajan vastuuta tuotteistaan ei pidetty ainakaan vielä riittävänä syynä elinkaarianalyysin laatimiseksi.

Elinkaarianalyysin ehkä tunnetuin sovellutus on markkinoinnissa hyväksikäytettävä eri tuotteiden vertailu keskenään, tai tuotteen vertailu myös itseensä eli kuinka se on parantunut. Sen sijaan tiedon välittäminen ei välttämättä ole suoranaisesti tarkoitettu markkinointia tukemaan vaan pikemminkin vaikuttamaan yleiseen mielipiteeseen, esimerkiksi tietoisuuden lisäämiseen ympäristöparametrien monimutkaisista riippuvuussuhteista. Elinkaarianalyysiä voidaan käyttää myös väärin näissä tarkoituksissa. Tämän vuoksi on perustellusti esitetty, että tuotteen myynnin edistämiseen elinkaarianalyysin tuloksia ei tulisi käyttää ennenkuin on kehitetty yhtenäiset menetelmät arvioinnin tekemiseksi. Lisäksi on esitetty, että hallinnon, kaupan, sekä ympäristö- ja kuluttajaliikkeiden tulee päästä yksimielisyyteen siitä, miten ympäristövertailulla voidaan mainostaa pettämättä kuluttajia (Assies 1991, Finnveden ja Lindfors 1992a).

Kansainväliset suositukset ja EY-direktiivit, mm. EY:n pakkaus- ja pakkausjätedirektiiviehdotus, sekä kansallinen lainsäädäntö ohjaavat elinkaarianalyysin käyttöön. Erilaisten ympäristömerkkien kuten yhteispohjoismaisen tai tulevan EY:n ympäristömerkin myöntämisperusteina on elinkaarianalyysiin perustuva ympäristövaikutusten arviointi. Elinkaarianalyysi on keino, jolla vältetään ylikorostamasta perusteettomasti yksittäisiä ympäristövaikutuksia ja ohjaamasta tuotekehittelyä ja kuluttajia harhaan.

Mielipiteet elinkaarianalyysin tarkoituksenmukaisista käyttökohteista vaihtelevat paljon. Erimielisyyttä on aiheuttanut erityisesti elinkaarianalyysin käyttö tuotteille tai aineille asetettavien verojen ja kieltojen perusteena sekä tuotteesta tiedottamiseksi yleisölle. Väitetään, että tuotteen kieltäminen lopettaa tuotekehittelyn, sillä se estää kielletyn tuotteen parantamisen ja vastaavan sallitun tuotteen kehittäminen ei enää kannata kilpailun puuttuessa. Verot ja kiellot saattavat häiritä vapaita markkinoita, ja sen vuoksi niiden käyttö tulisi tapahtua vain laajan tietopohjan perusteella. Määräykset voivat koskea esimerkiksi tuotteen käyttöä tai hävittämistä, tuotteiden kieltämistä, taloudellisia ohjauskeinoja sekä päästörajoja. Jos tuote aiotaan kieltää, elinkaarianalyysillä voidaan tarkistaa, että vaihtoehtoiset tuotteet ovat parempia (Assies 1991, Finnveden ja Lindfors 1992a).

2.9 Elinkaarianalyysiin liittyviä ongelmia

Elinkaarianalyysin laatimiseen, rajaukseen ja tulkintaan liittyy paljon ongelmia. Pääasiallisia ongelmia on koottu taulukkoon 2.

Järjestelmän **rajaukseen** liittyy useita ratkaistavia kysymyksiä. Kierrätyksen huomioon ottamiseen liittyy sellainen vaikeus, että kierrätysraaka-ainetta käytetään usein "alempiasteisen" eikä saman tuotteen valmistukseen, esimerkiksi lasista voidaan tehdä lasivillaa, jolloin kyseessä ei ole suljettu kierto.

Erilaisten päästöjen ja muiden parametrien **vertailu** keskenään on mahdotonta ilman jonkinlaista arvottamismenetelmää.

Taulukko 2. Elinkaarianalyysiin liittyviä ongelmia.

Ongelma	Syyt	Ratkaisut
Toiminnallisen tuoteyksikön määrittäminen	Määriteltävä oikein, jotta vertailtavat kohteet ovat "samalla lähtöviivala" ja todellisia vaihtoehtoja	Tavoitteiden määrittäminen
Järjestelmän raja	Välttämätön, mutta vääristää osittain tuloksia, subjektiiviset valinnat, vaikeat päätökset	Standardointi, mahdollisimman laaja tarkastelu
Lähtötietojen hankkiminen	Lähtötietojen suuri määrä ja vaikea saatavuus, tietojen puuttuminen, epätarkkuus, vaihtelu, edustavuus ja tilanteeseen sopivuus	Prosessin perusteellinen tunteminen, tietojen tarkistaminen, asiantuntija-apu
Päästöjen mittaaminen	Mittausmenetelmiä ei ole standardoitu, tulokset eivät ole vertailukelpoisia	Standardointi
Kierrätyksen ja sivutuotteiden huomioon ottaminen	Hyödyt ja haitat voidaan laskea pää- tai sekundäärituotteelle tai jakaa näiden kesken mielivaltaisessa suhteessa.	Sopimukset, standardit
Muiden seikkojen huomioon ottaminen	Onnettomuudet, poikkeavat tilanteet	Standardointi
Ympäristövaikutusten arvioiminen	Kaikkia vaikutusmekanismeja ei vielä tunneta, paikallisten olosuhteiden vaikutus	Tutkimus
Erilaisten päästöjen ja muiden tekijöiden vertailu keskenään	Parametrien yhteismitattomuus, ympäristö- ja muiden vaikutusten erilaisuus	Arvottaminen, teollista "totuutta" ei ole
Ympäristö- ja muiden vaikutusten arvottaminen, tulosten tulkinta	Subjektiivisuus, merkityksen arvioinnin vaikeus	Poliittiset priorisoinnit
Tulosten luotettavuus	Tuloksiin voidaan vaikuttaa sopivin rajauksin ja lähtötietojen valinnalla sekä painottamalla	Standardit, ulkop. tarkastus (vertaisarviointi), läpinäkyvyys
Eri mallien tulosten vertailu keskenään	Mallien rajaukset, lähtötiedot ja vaikutusten arviointitapa voi olla erilainen	Standardit; eri lähtökohtaisiataarkasteluja ei voi vertailla

Edelleenkin elinkaarianalyysin käyttöä rajoittaa **lähtötietojen** puute ja tiedon huono laatu. Lähtötietojen hankkiminen on työlästä ja toisinaan miltei mahdotonta liikesalaisuuksien, ulkomaisten tietojen ja eri laitosten erilaisten tuotantolinjojen takia. Tarvittavia tietoja ei aina ole olemassa tai niitä ei tiedetä tai haluta antaa jostain

syystä. Yrityksillä on ollut suuria ongelmia saada tietoja jopa oman yrityksensä "ylä- tai alapuolelta", kuten emoyhtiöltä tai alihankkijalta. Lisäksi esimerkiksi kuljetusmatkoja voi olla vaikea arvioida yleisillä, laajalla alueella käytettävillä tuotteilla. Arvioiden ja muiden elinkaarimallien tietojen käyttäminen aiheuttaa tuloksiin virhettä, jonka suuruutta ei voida aina edes arvioida.

On sanottu, että vaikein tehtävä on elinkaarianalyysistä saatavien **tulosten tulkinta**. Erilaisista laskentamalleista saadaan numeerisia arvoja päästöille ja jätteille, raaka-aineiden ja energian kulutukselle. On arvioitava, mitä tulokset merkitsevät ympäristön kannalta.

Tulosten luotettavuuden ongelma on se, että tuloksiin voidaan vaikuttaa sopivin rajauksin ja lähtötietojen valinnalla, esimerkiksi vertailussa voidaan tarkoituksellisesti käyttää oman tekniikan tasona modernia ja kilpailijan vanhanaikaista. Tuloksia voidaan muokata haluttuun suuntaan myös jättämällä jotakin tarkastelun ulkopuolelle tai painottamalla vaikutuksia sopivasti. Sama ongelma liittyy myös eri mallien tulosten vertailuun keskenään vaikka valinnat eivät olekaan "tahallisia", esimerkiksi mitä vaihteluvälin arvoa on käytetty ja mikä on energiankäyttöjakauma. Edes päästöjen mittausten menetelmiä ei ole standardoitu kansainvälisesti, joten eroja syntyy jo tästä.

Samasta aiheesta tehtyjen elinkaarianalyysien vastakkaiset tulokset osoittavat selvästi, että elinkaarianalyysi ei ole objektiivinen prosessi, joka tuottaa totuuksia ympäristövaikutuksista. Skeptikot väittävät, että julkaistuilla elinkaarianalyysillä on erehtymätön pyrkimys myötäillä sponsoreittensa intressejä. Ensisijainen vaatimus elinkaarianalyysin rehdille käytölle on metodologian ja rajausten läpinäkyvyys. Mahdollisten erimielisyyksien takia elinkaarianalyysien tulokset on voitava jäljittää takaisin lähtöoletuksiin (Assies 1991).

Elinkaarianalyysin standardointi tuonee apua moniin näistä ongelmista, mutta ei varmaankaan poista niitä kokonaan, sillä standardoinnista huolimatta tarvitaan erilaisia menetelmiä eri tarkoituksia varten. Standardin syntyminen arvottamiseen ja tulosten tulkintaan ei liene mahdollista.

3 ELINKAARIANALYYYSIN LAADINTA

3.1 Yleistä

Tuotteita valmistava yritys tuntee parhaiten omat tuotantoprosessinsa ja seutu tuntee omat erityisolosuhteensa. Tämän vuoksi voi olla perusteltua, että yritys itse tai kyseinen valtio tai seutu selvittää lähtötiedot ja mahdollisesti laatii laskelmat (Pedersen ja Christiansen 1992). Toisaalta tulosten luotettavuuden ja puolueettoman näkökannan kannalta voi olla parempi, että joku ulkopuolinen laatii laskelmat yhteistyössä yrityksen kanssa.

Elinkaarianalyysin laatimisprosessi on pääpiirteiltään seuraavanlainen (Janzen 1992):

1. Määritellään projekti.
2. Kerätään tiedot.
3. Luodaan tietokonemalli.
4. Analysoidaan ja esitetään tulokset.
5. Tulkitaan tulokset.

Ennen lähtötietojen keräämistä voidaan suunnitella tarkistuslista inventointia varten. Lisäksi tulee kehittää kuhunkin tilanteeseen liittyvät ainutlaatuiset erityistiedot. Tulokset esitetään yleensä taulukko-muodossa ja kuvina. Tuloksien tarkistamiseen voidaan käyttää vertaisarviointia (*peer review*), jossa vastaava alan asiantuntija toistaa laskelmat tai arvioi menettelyä ja tuloksia.

Elinkaarianalyysin tekeminen edellyttää yleensä laajaa tietopankkia, tuotteiden, prosessien, kuljetusten ja päästöjen tuntemusta sekä suurta huolellisuutta. Yleisinä ja eettisinä vaatimuksina voidaan elinkaarianalyysin laadintaan liittyen pitää (Poremski 1992):

- julkaisemisvelvoitetta
- läpinäkyvyyttä
- ymmärrettävyyttä
- tasapuolisuutta kilpailevia tai vertailtavia tuotteita kohtaan
- tietolähteiden julkista saatavuutta.

Koska kokemusta elinkaarianalyyseistä on vielä melko vähän, on vaikeaa määritellä mitkä seikat ovat tärkeitä tuotteen aiheuttamien kokonaisympäristövaikutusten kannalta ja mitkä ovat vähemmän merkitseviä. Assies (1991) on ehdottanut, että on paras tehdä määrällisiä tietokonepohjaisia arviointeja laadullisten arviointien sijaan, kunnes kokemusta karttuu sen verran, että osataan tehdä perusteltuja oikaisuja ja peukalo-sääntöjä.

Salste (1992) on todennut, että elinkaarianalyysit eivät onnistu jos:

- Vaihtoehdot eivät olekaan reaalisia.
- Lähtötietojen taso tai systeemin raja-alue eivät vastaa toisiaan.
- Yleistetään liikaa, reaalitietojen sijaan käytetään keskiarvotietoja.
- Ei hallita kokonaisuuksia, yhdistetään sirpaletietoja.
- Vertailtavissa tapauksissa ympäristökuormitus on luonteeltaan erilainen ja kuormitustekijöiden vaikutusta ympäristöön ei osata arvioida.

Seuraavissa kappaleissa 3.2 – 3.6 on selostettu pääosin Pedersenin ja Christiansenin (1992) esittämistä eri elinkaaritutkimuksissa huomioon otettuja seikkoja ja elinkaarianalyysin vaihteita. He ovat huomauttaneet, että yhdessä tutkimuksessa ei ollut mukana kaikkia seikkoja.

3.2 Esitarkastelut

Elinkaarianalyysi voidaan aloittaa eräänlaisella esitarkastelulla, jossa määritellään tarkemmin tutkittavat, tärkeimmät seikat. Esitarkastelussa voidaan käyttää esiseulontaa (*screening*) -menettelyä tai herkkyysanalyysiä (*sensitivity analysis*). Työn määrää tiedonkeruuvaiheessa voidaan oleellisesti vähentää, jos alkuvaiheessa käytetään jompaa kumpaa menettelyä.

Esiseulonta -menettelyssä asiantuntijaryhmä seuloa karkeasti koko elinkaaren ja luettelee kaikki asiaan liittyvät ympäristöseikat. Tämän jälkeen se määrittelee oleellimmat vaikuttavat tekijät tarkempaan analyysiin. Asiantuntijajaneeli voi koostua esimerkiksi yrityksen sisäisistä ja ulkoisista asiantuntijoista (Assies 1991, Finnveden ja Lindfors 1992a).

Herkkyysanalyysissä käytetään elinkaarianalyysin yksinkertaistettua versiota ja iterointiprosessia. Herkkyysanalyysissä alkuvaiheen elinkaarianalyysin tulisi olla laaja järjestelmän määrittelyssä, mutta tietojen ei tarvitse olla täsmällisiä. Seuraava yksityiskohtaisempi analyysi keskittyy edellisessä vaiheessa määriteltyihin järjestelmän kriittisiin alueisiin ja käsittelee ne tarkemmin. Joidenkin mielestä myös arviointi-vaiheen tulisi sisältyä herkkyysanalyysiin, jotta tulokset olisivat mielekkäitä.

Jopa pienet muutokset lähtötietojen ja -olettamusten valinnassa voivat johtaa täysin erilaisiin johtopäätöksiin. Tuoteyksikön määrittäminen ja energialähteen valinta ovat tässä suhteessa kriittisiä tekijöitä. Herkkyysanalyysillä voidaan arvioida tämän tyyppisten seikkojen merkitystä lopputuloksiin.

Elinkaarianalyysin tekoa on mahdollista nopeuttaa myös seuraavilla keinoilla (Assies 1991):

- Inventointitietojen suora soveltaminen jättämällä luokitteluosa väliin.
- Kahden tuotevaihtoehdon ensimmäisen vertailun jälkeen yhtäläisyydet ja eroavaisuudet määritellään. Vain poikkeavat kohdat vaativat tarkempaa selvittelyä. Esimerkiksi samanlaiset tuotantoprosessien vaiheet voidaan jättää pois.

3.3 Tutkimuksen, tuotteen ja järjestelmän määrittäminen

Tutkimuksen alussa on syytä määrittää yksityiskohtaisesti itse tutkimus, tutkittava tuote, sekä järjestelmä ja sen raja-
aus. Näillä kaikilla on vaikutusta tutkimuksen lopputuloksiin. Tutkimuksen **päämäärät** vaikuttavat menetelmän valintaan. Alussa voidaan määrittää myös **tutkimuksen**

- tavoitteet, tarkoitus ja käyttökohde
- osallistujat
- mielekkyys
- yksityiskohtaisuus.

Selvitykseen **osallistujat** tulisi mainita, sillä niillä voi olla vaikutusta selvityksen muotoutumiseen. Analyysistä saadaan kattavampi jos eri näkökulmia ja asiantunte-
musta edustavien ryhmien annetaan osallistua selvitykseen. Tällaisia ryhmiä ovat mm: rahoittajat, käyttäjät, työntekijät, ympäristö- ja kuluttajajärjestöt ja erityisryhmät kuten allergikot.

Selvityksen **mielekkyys** tulisi kriittisesti analysoida etukäteen. Ensisijaisina analyysin kohteina voidaan pitää tuotteita, joita on paljon tai joilla on merkittäviä vaikutuksia. Ensisijaisuus voidaan antaa myös tuotteille ja kemikaaleille, joita on useissa lopputuotteissa. Kaikille tuotteille ei analyysiä kannata laatia lainkaan.

Tutkimuksen **yksityiskohtaisuus** voidaan määrittää, eli onko tutkimus ns. screening tasoinen, eli alustava tärkeimpien alueiden kartoitus, onko se tarkennettu versio edellisestä vai yksityiskohtainen tarkastelu (Poremski 1992).

Tuotteen määrittämiseen liittyy:

- tuotteen laatu
- toiminnallinen tuoteyksikkö
- tuottamisvaihtoehdot
- sivutuotteiden huomioon ottaminen.

Tuotteen laadulle voidaan määrittää vähimmäisvaatimukset. Vertailtaessa eri tuotteita keskenään niiden tulee olla yhtäläisiä laadultaan ja ominaisuuksiltaan. Lisäksi tuotteiden tulisi toteuttaa sama tarkoitus tai tarve. Esimerkiksi erilaisilta alueilta peräisin olevia tuotteita ei pitäisi vertailla, sillä niiden lähtötiedot ja ympäristövaikutukset ovat todennäköisesti erilaisia.

Toiminnallinen tuoteyksikkö eli tuotteen suoriteyksikkö määritellään sen käyttötarkoituksen mukaan, esimerkiksi pyykinpesuaineannos/pesukerta. Selvityksen kohteena ei välttämättä ole fyysinen tuote, vaan tietty toiminta jonka se toteuttaa. Pitkäikäisten tuotteiden määrittelyssä tulee ottaa huomioon tuotteen kestävyys ja taloudellinen elinikä, käyttötiheys, korjauksen helppous ja uudelleenkäyttöprosessit. Toisinaan on parempi määrittää tuotejärjestelmä, joka suorittaa tietyn toiminnan tai yksikön, esimerkiksi katalysaattori ja auto, eikä katalysaattori yksinään (Pedersen ja Christiansen 1992, Assies 1991, Haes 1992).

Perinpohjaisessa analyysissä tulisi selvittää vaihtoehdot kaikille raaka-aineille ja prosesseille jokaisessa tuotannonvaiheessa. **Tuotantotavan vaihtoehdot** voivat olla esimerkiksi: parannettu prosessi, erilainen tuottamisprosessi, erilainen tuote tai jopa ei lainkaan tuotetta.

Raaka-aineiden kulutuksen ja ympäristövaikutusten jakaminen **sivutuotteiden** ja päätuotteiden kesken on ratkaistava. Joissakin selvityksissä vaikutukset on jaettu tuotteiden kesken niiden painon, energiasisällön, kemiallisen ekvivalentin tai taloudellisen arvon mukaan. Koska taloudelliset arvot vaihtelevat, on jakoperusteena ehdotettu käytettäväksi tuotteiden pidemmän aikavälin keskihintaa (Assies 1991, Pedersen ja Christiansen 1992).

Sivutuotteet voidaan jakaa tuotteisiin, joilla on taloudellista arvoa (hyödylliset sivutuotteet) ja tuotteisiin, joilla ei tätä ole tai se on negatiivinen (jätteet). Samaa tuotetta voidaan toisinaan pitää sivutuotteena ja toisinaan jätteenä.

Järjestelmän rajaukset tulee esittää elinkaarianalyysin alussa, samoin tulee määrittää mitkä ovat analyysin lähtökohdat eli esimerkiksi laskentaperusteet ja energianlähteet. Analyysiin sisällytetyt ja siitä pois jätetyt vaiheet tulee selostaa ja pois jättäminen perustella. Seuraavassa on lueteltu elinkaarianalyysin mahdollisia vaiheita ja seikkoja:

Elinkaarianalyysin vaiheet:

- raaka-aineen ottaminen luonnosta
- prosessointi ja jalostus
- jakelu kauppoihin
- käyttö ja kunnossapito
- uudelleenkäyttö tai kierrätys
- jätteiden käsittely
- kuljetus.

Huomioon otettavat seikat:

- maantieteelliset rajat
- teknologian taso
- aikajänne
- energian lähde tai tyyppi
- raaka-aineen lähde
- raaka-aineen epäpuhtaudet
- apu- ja lisäaineet

- pääomahyödykkeet
- onnettomuudet, poikkeavuudet ja väärinkäyttö.

Tuotteen **käyttövaiheeseen** voi sisältyä varastointi, tuotteen toiminta sekä kuluttaminen. **Kunnossapito** käsittää ennaltaehkäisevän ja korjaavan kunnossapidon.

Uudelleenkäyttö käsittää tuotteen tai pakkauksen käytön samaan tarkoitukseen uudelleen. **(Materiaalin)kierrätys** tarkoittaa materiaalin talteenottoa käytön jälkeen ja prosessointia uusiksi tuotteiksi, jotka eivät välttämättä ole samoja kuin alkuperäinen tuote. Kierrätyksellä voidaan tarkoittaa myös materiaalin polttamista **energiaa talteenottaen**. Uudelleenkäyttöön ja kierrätykseen voi liittyä keräys, kuljetus, puhdistus ja korjaus.

Kierrätyksen ympäristövaikutukset voidaan kohdentaa joko alkuperäiselle tuotteelle, uudelle tuotteelle, tai jakaa esimerkiksi puoliksi näiden kesken, mitä on suositeltu. Kierrätyksen ympäristövaikutusten jakamista taloudellisen arvon perusteella on myös ehdotettu, jolloin uudelleen käytetty aines nähtäisiin positiivisen taloudellisen arvon omaavana sivutuotteena. Tällöin otettaisiin huomioon myös kierrätetyn tuotteen arvon alentuminen suhteessa uuteen tuotteeseen (Assies 1991).

Kuljetuksilla voi olla merkittävä vaikutus lopputuloksiin, varsinkin jos kuljetusmatkat ovat pitkät kuten Suomessa usein ovat. Pedersen ja Christiansen (1992) ehdottavat, että kuljetukset sisällytettäisiin jokaiseen elinkaaren vaiheeseen prosessin osana. Kuljetusjärjestelmä voidaan jakaa kuljetusvälineisiin ja kiinteisiin rakenteisiin kuten teihin ja satamiin. Kuljetuksista voidaan ottaa huomioon energian kulutus, tuotehävikki, kuljetuspakkaukset, melu, luonnon häirintä ja onnettomuudet.

Maantieteelliset rajat voivat liittyä tuotannon sijaintiin, tuotteen käyttöalueeseen ja elinkaaren aikaisten ympäristövaikutusten kohdistumisalueisiin. Tuotannon vaikutukset voivat olla globaaleja, manteretta koskevia, seudullisia tai vielä paikallisempia (ks. taulukko 6, kpl 4.1). Vaikutukset voivat olla erilaisia riippuen tuotannon maantieteellisestä sijainnista. Tutkimuksen tarkoituksesta riippuen voi olla asianmukaista rajoittaa analyysi tiettyyn alueeseen ainakin joidenkin parametrien osalta.

Selvityksen tarkoituksesta ja tarkasteltavasta ajankohdasta riippuen on valittava tilannetta parhaiten kuvaava **teknologian taso**. Se voi olla huonoin, keskimääräinen, moderni, marginaalinen, paras saatavilla oleva tai teknillisesti paras mahdollinen tekniikka.

Tarkastelun **aikajakso** tulee määrittää. Kaikki vaikutukset tulisi ottaa huomioon elinkaarianalyysissä, siis myös tulevaisuuteen ulottuvat. Käytettäessä diskonttaustekijää tulee välttää tulevaisuuden vaikutusten aliarvioimista. Käytännön syistä voi olla tarpeen määrittää päivä, jonka jälkeen vaikutukset lasketaan nolaksi tai pysyväksi vahingoksi.

Ympäristövaikutukset riippuvat oleellisesti **energianlähteestä** (vesivoima, ydinvoima, kivihiili, öljy, maakaasu, tuulivoima, aurinkovoima, jne.). Energiavalinta on usein ollut pääsyy siihen, että saman tuotteen, esimerkiksi maitopakkausten, eri selvityksistä on saatu täysin erilaisia lopputuloksia. Energian käyttö vaihtelee maittain, jopa Pohjoismaiden energian käytön jakaumat ovat selvästi erilaisia. Esimerkiksi Länsi-Saksassa sähkö tuotetaan pääasiassa fossiililla polttoaineilla (61 %) ja 38 % ydinvoimalla ja vesivoimalla, jolloin sähköntuotannon ilmapäästöt ovat huomattavasti suuremmat Saksassa kuin esimerkiksi Ruotsissa (ks. kohta 7.2.3) tai Suomessa (ks.

kohta 8.1). Energian tuottaminen ja kuluttaminen vaikuttavat melkein kaikkiin ympäristökuormitustekijöihin samanaikaisesti (Leppänen 1991, Pedersen ja Christiansen 1992, Salste 1992).

Raaka-aineiden epäpuhtauksien ja apu- tai lisäaineiden vaikutukset voivat olla paljon vakavammat kuin mitä niiden määrän perusteella voisi luulla. Ne voivat sisältää erityisen haitallisia aineita kuten dioksiineja ja sen vuoksi ne tulisi yleensä sisällyttää analyysiin.

Useissa selvityksissä on todettu, että tuotantoa varten tarvittavien, mutta ei siinä kuluviin **pääomahyödykkeiden** tuottamisen ja purkamisen vaikutukset tulisi sisällyttää analyysiin. Näin on kuitenkin harvoin tehty.

Onnettomuuksien ja poikkeavien tilanteiden seuraukset (esimerkiksi päästöt), sekä mahdolliset tuotteen, välituotteiden tai koneiden **väärinkäytön** vaikutukset ja näiden tapahtumien todennäköisyys tulisi sisällyttää elinkaaren kaikkiin vaiheisiin. Tähän mennessä vain muutamissa selvityksissä nämä seikat on otettu huomioon.

3.4 Parametrien valinta

Elinkaarianalyysin parametrien valinta riippuu tarkasteltavasta kohteesta ja tutkimuksen aiotusta laajuudesta. Parametrit voidaan karkeasti jakaa luontoon tai ympäristöön vaikuttaviin, yhteiskuntaan (mm. terveyteen) vaikuttaviin ja kaupallisiin toimiin vaikuttaviin. Seuraavassa on lueteltu erilaisia parametreja tai parametriryhmiä:

- tuotteen laatu
- energia
- materiaalivarat, myös vesi
- ilmapäästöt
- vesipäästöt
- jätteet
- maisema ja tilankäyttö
- radioaktiivinen saaste
- lämpö, melu ja värinä
- haju
- työolosuhteet
- kuluttajanäkökohdat
- sosiaaliset näkökohdat
- eläinten hyvinvointi
- taloudelliset kulut
- kuluttajien halu maksaa tuotteesta.

Tuotteen laatua voidaan kuvailla esimerkiksi parametrilla kestävyys. Tuotteen laatu voi vaikuttaa luonnonvarojen kulutukseen. Kestävämpi tuote kuluttaa toisaalta vähemmän luonnonvaroja kun tuotetta ostetaan vähemmän, toisaalta sen tuottaminen voi vaatia näitä enemmän. Tuotteen laadun parantamista voidaan pitää suositeltavana vain siihen saakka, kunnes resurssien kulutuksen kasvu tasoittuu, kun käyttöikä pitenee ja tuotteen menekki vähenee.

Raaka-aine- ja energiavarojen kulutus kuuluu kaikkiin ympäristöelinkaarianalyysiin. Nämä voidaan jakaa uusiutuviin ja uusiutumattomiin lähteisiin. Myös aineiden

energiasisältö tulisi sisällyttää laskelmiin ainakin silloin, kun lasketaan jätteiden poltosta saatavaa lämpöarvoa.

Taulukossa 3 on esitetty yleisimpiä elinkaarianalyyseissä käytettyjä ja myös muita ilma- ja vesipäästöjen komponentteja. Päästöt eivät ole tärkeysjärjestyksessä.

Taulukko 3. Elinkaarianalyysin inventointiosassa huomioon otettavia ilma- ja vesipäästöjen komponentteja (mm. Janzen 1992, Pedersen ja Christiansen 1992).

YLEISIMMÄT ILMAPÄÄSTÖT	YLEISIMMÄT VESIPÄÄSTÖT
Pöly/ hiukkaset	Biologinen hapenkulutus BOD
Typenoksidit NO _x	Kemiallinen hapenkulutus COD
Rikkidioksidi SO ₂	Orgaaniset klooriyhdisteet AOX
Hiilimonoksidi CO	Fenolit
Hiilivedyt HC	Hiilivedyt HC
Hiilidioksidi CO ₂	
MUITA ILMAPÄÄSTÖJÄ	MUITA VESIPÄÄSTÖJÄ
Sulfaattioksidit SO _x	Liuenneet kiintoaineet
Haisevat rikkiyhdisteet	Sulfidit
Aldehydit	Kemikaalit
VOC *	Öljyt
Muut org. yhdisteet	Hapot
Vetyfluoridi HF	Fluoridit
Ammoniakki NH ₄	Ammoniakki NH ₄
Elohopea Hg	Elohopea Hg
Lyijy Pb	Lyijy Pb
Kloori Cl	Syanidi
	Metalli-ionit
	Alumiini Al
	Nikkeli Ni
	Sinkki Zn
	Kromi Cr
	Rauta S
	Fosfaatti P
	Typpi N

* VOC = Volatile Organic Compounds = haihtuvat orgaaniset yhdisteet

Jos käytetään laadullisia ilmauksia, ilma- ja vesipäästöjä voidaan kuvailla niiden vaikutusten perusteella seuraavilla termeillä: toksinen, karsinogeeninen, teratogeeninen, mutageeninen, allergeeninen, korrodoiva ja elinpaikkaa muuttava. Lisäksi ilmapäästöjä voidaan kuvata seuraavasti: mahdollisesti otsonikatoa tai kasvi-huoneilmiötä aiheuttava, näkyvyyttä heikentävä (sumua tai savusumua aiheuttava), pölyävä ja haiseva. Vesipäästöjä voidaan kuvata lisäksi seuraavasti: happea loppuunkuluttava, rehevöitymistä edistävä, makua aiheuttava, pH-arvoa muuttava, vesilähteen loppuunkuluttava ja raskasmetallit liikkeelle saava.

Kiinteät **jätteet** voivat päätyä kaatopaikalle, jätteenpolttolaitokseen, kompostiin tai laittomasti luontoon. Jätteet voidaan jakaa syntypaikan mukaan teollisuusjätteiksi ja kotitalous- tai yhdyskuntajätteiksi. Omina ryhminä voidaan mainita esimerkiksi purku- ja rakennusjätteet sekä ongelmajätteet. Jätteiden aiheuttamat vesi- ja ilmapäästöt esimerkiksi kaatopaikalla tai poltossa tulee ottaa huomioon, samoin kuin energia-arvo poltossa. Teollisuusjätteillä voi olla myös varastointia.

Kiinteitä jätteitä voidaan kuvailla niiden vaikutusten mukaan seuraavasti: räjähtävä, syttyvä, hapettava, korrodoiva, toksinen, karsinogeeninen, teratogeeninen, muta-geeninen, elinpaikkaa muuttava, pH:ta muuttava, sairauksia tartuttava, haiseva.

Lunnonympäristöön kohdistuvat vaikutukset voivat olla: esteettisiä, ekosysteemin tai luonnon eläinten häiriintymistä, maan epävakautumista ja eroosiota, maan hedelmällisyyden vähentymistä, maanjärityksiä edistäviä, hydrologisia muutoksia aiheuttavia, vaihtoehtoisten käyttömahdollisuuksien – esimerkiksi raaka-aine- tai energialähteen tai maankäytön – menetystä.

Hajua voidaan kuvata haisevilla yhdisteillä (esim. H_2S) tai laadullisella ilmauksella.

Työolosuhteet on ollut parametrina mukana vain muutamassa selvityksessä. **Kuluttajanäkökohdat** on eräässä selvityksessä otettu huomioon parametrilla "tuotteen läpinäkyvyys", jota arvioitiin tuoteselostuksen laajuudella, ymmärrettävyydellä ja paikansa pitävyydellä.

Sosiaalisissa näkökohdissa voidaan parametreilla ottaa huomioon mm. työnjako ja työllisyysvaikutukset sekä esimerkiksi ihmisoikeudet, tulon yhtäläinen jakaminen, naisten työmahdollisuudet, sosiaalinen turvallisuus ja tiedon vapaa vaihto. **Taloudelliset kulut** voidaan esittää esimerkiksi yksikkö- ja pääomakustannuksina. Sosiaalinen ja taloudellinen elinkaariarviointi voidaan laatia myös erikseen.

Eläinten hyvinvointia voidaan kuvata esimerkiksi eläinten poikkeavalla käyttäytymisellä, kun ne ovat joutuneet epätavallisiin ympäristöolosuhteisiin.

Elinkaarianalyysillä ehdotettuja ympäristöparannuksia voidaan toteuttaa vapaaehtoiseen **kuluttajien maksuhalukkuuteen** perustuen. Kuluttajien halu maksaa vaihtelee paljon tuotteittain ja on suhteessa tuotteen normaaliin hintahaitariin. Siksi on ehdotettu, että kuluttajien maksuhalukkuudesta voitaisiin laatia analyysi samalla, kun mahdollisesti tehdään selvityksiä siitä, mikä on sopiva tuoteyksikkö ja tuotteen todellinen käyttö suhteessa tuotteen ominaisuuksiin.

3.5 Tiedon keruu

Tiedon keruu -vaiheessa tulee esittää kaikki lähtötiedot ja niiden laatu:

- tiedon lähteiden identifiointi ja kuvaus
- tiedon edustavuus, kelpoisuus ja luotettavuus
- tiedon ikä
- tietojen vaihtelu
- keskimääräisten tai prosessikohtaisten tietojen käyttö
- arvioidut tiedot ja arviointimenetelmä
- puuttuvat tiedot tai puutteelliset arvot.

Tiedon lähteenä suositellaan käytettäväksi yrityskohtaisia tietoja sopivalta ajanjaksolta (yleensä 12 kk). Tiedonlähteitä ovat mm. haastattelut, kirjallisuus, tekniset ja lainsäädännölliset normit, teoreettiset mallit ja tietokannat.

Kansainvälisten tietokantojen säilyttämiseksi edustavina ja ajantasalla on suositeltu tietojen säännöllistä keräämistä jokaiselta liike-elämän alalta esimerkiksi kansallisten viranomaisten tai teollisuuden ja kaupan järjestöjen toimesta. Tiedot tulee myös tarkistaa esimerkiksi vertailemalla muihin vastaaviin tietoihin. Tällaisten tietopankkien perustamista on viime aikoina ehdotettu useissa yhteyksissä. Pohjoismaisen ministerineuvoston projektissa on ehdotettu perustettavaksi pohjoismainen tietokanta, jota teollisuus ylläpitäisi. Myös mm. Saksan ympäristövirasto UBA ja Suomen teollisuus on ehdottanut tieto-pankin perustamista (SETAC-Europe 1993).

Tiedon ikä tulee esittää. Tietojen on oltava ajanmukaisia, todellista tilannetta kuvaavia. Teknologia kehittyä nopeasti ja tiedot vanhenevat.

Sovellutuksesta riippuen täytyy päättää, tuleeko inventoinnissa käyttää paikallisia, erityisiä olosuhdetietoja – **prosessikohtaisia tietoja** – vai **keskimääräisiä arvoja**. Jollei erityistietoja ole saatavilla joudutaan usein käyttämään keskimääräisiä arvoja. Keskimääräisten arvojen voimassaoloaluekin vaihtelee myytävien tuotteiden markkina-alueen ja raaka-aineiden lähteiden mukaan käsittäen esimerkiksi tietyn valtion, Pohjoismaat, Euroopan tai koko maailman. Toisinaan on parempikin käyttää keskimääräisiä arvoja, jos paikalliset olosuhteet voivat vaihtua. Keskimääräiset arvot saattavat toisaalta olla vanhentuneita tai toisenlaisesta valmistusprosessista peräisin. Tiedot voivat olla niin spesifisiä, että ne koskevat vain tiettyä tuotelinjaa tietyssä tehtaassa. Keskimääräisten arvojen lisäksi on hyvä esittää arvojen vaihteluväli minimi- ja maksimiarvoilla (mm. Finnveden ja Lindfors 1992a, Smet 1990).

Tietoja voi olla vaikeaa saada mm. niiden luottamuksellisuuden vuoksi. Eri menetelmät eroavat toisistaan **puuttuvien tietojen** käsittelyn suhteen. Esimerkiksi johtopäätöksen tekemisen edellytykseksi voitaisiin määritellä **vähimmäistietovaatimukset**. Tietojen ollessa riittämättömät on toisinaan määrällisten kuvausten sijaan käytetty myös laadullisia ilmaisuja. Joissakin selvityksissä on käytetty keskimääräisiä päästötietoja tai maksimipäästörajoja, kun todellisia päästötietoja ei ole ollut saatavissa. Silloinkaan, kun päästön pitoisuus on alle havainnointirajan, ei päästön määrää pitäisi ilmoittaa nollaksi, vaan arvona tulisi käyttää havainnointirajaa. Myös "pahimman tapauksen arvoja" on suositeltu käytettäväksi silloin kun tiedot puuttuvat.

3.6 Tiedon käsittely ja arviointi

Elinkaaritutkimuksen **tietojen käsittelyyn** voi sisältyä seuraavia vaiheita:

- tietojen merkityksellisuuden arviointi
- vaihtoehtojen arviointi ja säätö
- tietojen yhteenlasku
- tietojen aggregointi eli yhdistäminen.

Esiselvityksenä varsinaista arviointia varten on arvioitava kerättyjen tietojen laatu, esimerkiksi minkälaista ja -asteista käsittelyä ja johtopäätöksiä niiden pohjalta voidaan tehdä. Tähän voidaan käyttää esimerkiksi herkkyysanalyysiä. **Tietojen merkityksellisuuden arviointi** voi johtaa päätökseen muuttaa järjestelmän rajoja tai ohjata lisää resursseja jonkin puuttuvan tiedon hankkimiseksi.

Kaikkea tietoa ei tarvitse selvittää yksityiskohtaisesti, jos alustavassa analyysissä todetaan jonkun analysoidun **vaihtoehtoon** olevan selvästi muita edullisempi. Tiedyt ristiriitaiset alueet, joista aiemmin on eri selvityksissä saatu erilaisia tuloksia, on syytä selvittää tarkemmin. Joissakin menetelmissä on otettu käyttöön tietty merkityksellisyysraja, jonka alittavat tiedot on jätetty huomioon ottamatta. Merkityksellisyysraja on valittava kuitenkin huolella, jotta ei tulla karsineeksi myös tärkeää tietoa. Joissakin selvityksissä voi olla eduksi parantaa tai optimoida vertailtavien vaihtoehtojen kilpailukykyä toisiinsa nähden ennen lopullista arviointia.

Tietojen yhteenlaskussa samat komponentit (esim. kaikki SO_2 -päästöt) lasketaan yhteen elinkaaren eri vaiheista.

Elinkaarianalyysin parametrien määrä voi helposti nousta vaikka 150:een. Jotta analyysi olisi paremmin hallittavissa, parametrejä usein **aggregoidaan eli yhdistellään** muutamaaan ryhmään. Yksinkertaistettuna ryhmät voisivat olla esimerkiksi (Smet 1990, Ingman ja Virtanen 1992):

- raaka-aineiden kokonaiskulutus
- energian kokonaiskulutus
- kokonaispäästöt ilmaan
- kokonaispäästöt veteen ja
- kiinteän jätteen kokonaismäärä.

Yhdistely vaatii yleensä parametrien painottamista eli arvottamista, jotta ne saadaan yhteismitallisiksi. Smet (1990) on esittänyt, että raaka-aineiden kulutusta voisi painottaa esimerkiksi maailman varantojen mukaan – jos ne tunnetaan –, ilma- ja vesipäästöjä päästö- tai terveysstandardien mukaan ja kiinteitä jätteitä massan tai tilavuuden mukaan. Kappaleessa 4.3 on esitetty lisää erilaisia ehdotuksia ympäristövaikutusten arvottamiseksi.

Erilaisten ympäristötekijöiden, esimerkiksi eri päästöjen, yhteenlaskemista on kritisoitu voimakkaasti sillä perusteella, että analyysi ja arviointi tulisi pitää selkeästi erillään toisistaan. Sen sijaan eri päästöjen yhteiset ympäristövaikutukset voidaan yleensä yhdistää, esimerkiksi SO_2 :n ja NO_x :n happamoittava vaikutus. Tietojen yhteenlaskussa ja aggregoinnissa menetetään tietoa esimerkiksi komponenttien vaihte-luvaleistä ja maantieteellisistä eroavuuksista. Alkuperäiset arvot, tietojen vaihteluvälit ja painotustekijät tulee myös esittää (Smet 1990, Pedersen ja Christiansen 1992).

Elinkaaritutkimuksen **arviointi**-osaan liittyy seuraavat vaiheet:

- valitun arviointimenetelmän kuvaus ja perustelu
- tulosten esittäminen ja vertailu vastaaviin selvityksiin.

Arvioinnissa voidaan käyttää apuna asiantuntijapaneelia, kuten ympäristömerkintäohjelmassa, tai numeerisia tai määrämuotoisia menetelmiä.

Pedersen ja Christiansen (1992) toteavat, että objektiivisen arvioinnin laatimisen vaikeus ei saisi johtaa siihen, että arviointi jätetään kokonaan pois, sillä koko edellisen analyysin tarkoitus on antaa pohjaa arvioinnille. Arviointi on helppo laatia, jos vaihtoehtot voidaan laittaa järjestykseen yhtäläisesti kutakin parametriä koskien. Muussa tapauksessa on laadittava enemmän tai vähemmän subjektiivinen parametrien tai vaihtoehtojen tärkeysjärjestys. Smet (1990) on todennut, että elinkaarianalyysin tulosten tulkinta on niin oleellista, että olisi vastuutonta jättää se kolmannelle osapuolelle.

lelle. Erityisesti tapauksissa, joissa elinkaarianalyysiä käytetään poliittisiin tai markkinointitarkoituksiin, tuloksin pois jättäminen voisi johtaa väärinkäyttöön ja sekaan-nukseen.

Arvioinnin paikkansapitävyys tulisi voida tarkistaa. Tämä on mahdollista, jos arviointi on tehty muodollisesti eettisesti todistelemalla (*formal ethical argumentation*) tai monikriteerianalyysillä.

Pedersen, sekä Finnveden ym. (viitt. Pedersen ja Christiansen 1992) ovat ehdotta-neet, että arviointi perustuisi kestävän kehityksen periaatteelle. Tällöin arvioin-timenettelyä käytettäisiin silloin, kun mikään tutkimuksen vaihtoehdoista ei perus-tuisi kestävään resurssien käyttöön, eli tilanteeseen, jossa uusiutumattomia luonnonva-roja kierrätetään ja uusiutuvia käytetään siten, että kulutus ei ylitä luonnollista uusiutumisvauhtia.

Elinkaarianalyysin lopuksi **esitetään tulokset** ja voidaan **vertailla** niitä **vastaaviin selvityksiin**. Samassa yhteydessä tulisi esittää myös (Poremski 1992):

- selvityksen tavoitteet ja käyttötarkoitus
- rajoitukset, puutteet ja tietoaукот
- tietolähteiden, tiedon laadun ja arviointimenetelmän täydellinen kuvaus
- herkkyysanalyysin tulokset
- vertaisarviointiprosessin selostus
- alkuperäiset, aggregoimattomat tiedot tai niiden tavoittamismahdollisuus.

4 YMPÄRISTÖKUORMITUKSET JA -VAIKUTUKSET

4.1 Yleistä

Ympäristövaikutukset -termiä käytetään usein virheellisesti kun tarkoitetaan ympäristökuormituksia. Ympäristökuormitukset ovat päästöjä ja jätteitä sekä tässä yhteydessä myös energian ja raaka-aineiden kulutusta. Ympäristövaikutukset ja -ongelmat, kuten kasvihuoneilmiö tai luonnonvarojen loppuunkuluminen ovat näiden kuormitusten seurauksia. Kappaleessa 3.4 on esitetty elinkaarianalyyseissä käsiteltäviä ilma- ja vesipäästöjä (taulukko 3), sekä myös muita parametreja.

Esimerkiksi kiinteitä jätteitä tai niiden kaatopaikkasijoitusta on pidetty useissa selvityksissä ympäristövaikutuksena tai lopullisena "päästönä". Kuten Finnveden ja Lindfors (1992b) ovat todenneet, kiinteät jätteet sinänsä eivät ole ympäristövaikutus, vaan ympäristövaikutukset seuraavat niiden käsittelystä. Esimerkiksi kaatopaikoilla voi tapahtua ilmapäästöjä, vesipäästöjä ja energian vapautumista. Jätteen kaatopaikka-käsittely tai esimerkiksi -poltto ovat siis prosesseja, joita tulisi käsitellä inventoin-tiosassa. Pedersenin ja Christiansenin (1992) mukaan perusteellisimmin jätteiden vaikutuksia ovat selvittäneet mm. Fava ym. (1991). Myös Pohjoismaisen Ministeri-neuvoston julkaisussa (Nordic Council of Ministers 1992) on käsitelty kaatopaikan ympäristövaikutuksia sekä terveysvaikutuksia elinkaariarvioinnin osana.

Taulukoissa 4 ja 5 on esitetty ilma- ja vesipäästöjen vaikutuskohteet karkeasti. Taulukoita on syytä tarkastella hieman kriittisesti. Yhdisteryhmien vaikutusten kohdistaminen terveys- ja ympäristövaikutuksiin sekä pysyvyyteen ja kertyvyyteen ei ole täysin yksiselitteistä, sillä jollakin tietyllä aineella saattaa olla vaikutusta johonkin

edellä mainituista, vaikka muilla samaan ryhmään kuuluvilla ei ole. Lisäksi joillakin yhdisteillä voi joissakin tapauksissa olla suuremmat vaikutukset kuin taulukossa on esitetty. Esimerkiksi CO ja CO₂ vaikuttavat ympäristöön aiheuttamalla kasvihuoneilmiötä. BOD, COD, TOC ja fosforiyhdisteet eivät oikeastaan vaikuta terveyteen eivätkä pysyvyyteen tai kertyvyyteen, tosin PO₄ voi olla melko pysyvä. Sen sijaan typpiyhdisteillä voi olla suurikin merkitys merivesien rehevöittäjänä.

Taulukko 4. Ilmapäästöjen vaikutuskohteiden vertailua (Ministry for Environment 1992). Taulukossa ympäristöön kohdistuviin vaikutuksiin sisältyy ilmakehän ylempiin kerroksiin kohdistuvat vaikutukset (++ = suuri merkitys, + = pienempi merkitys, - = ei merkitystä).

	TERVEYS	YMPÄRISTÖ	PYSYVYYS JA KERTYVYYS
CO _x	+	-	++
NO _x	-	++	-
SO _x	+	++	-
NH ₃	-	+	-
VOC	+	++	++
HCl ja sen suolat	+	++	-
HF ja sen suolat	+	++	-
H ₂ S ja rikkiyhdisteet (merkaptani)	+	++	-
Raskasmetallit	++	++	++
Hiukkaset	+	+	+
Orgaaniset ja epäorgaaniset karsinogeenit	++	++	++

Taulukko 5. Vesipäästöjen vaikutuskohteiden vertailua (Ministry for Environment 1992). (Taulukossa ++ = suuri merkitys, + = pienempi merkitys, - = ei merkitystä.)

	TERVEYS	YMPÄRISTÖ	PYSYVYYS JA KERTYVYYS
Öljyt, rasvat, hiilivedyt	+	++	-
Liettyneet kiinteät aineet	-	+	-
Liuenneet kiinteät aineet	+	+	+
Hapan pH	-	+	-
Emäksinen pH	-	+	-
BOD ja COD	+	++	+
TOC	++	+	++
Raskasmetallit	++	++	++
Pinta-aktiiviset aineet	-	++	+
Typpiyhdisteet	++	+	-
Fosforiyhdisteet	+	++	-

Ympäristöongelmien, mukaan lukien työympäristö, alueellista kohdentumista on kuvattu taulukossa 6. Laajemmalla alueella esiintyvät vaikutukset ovat merkittävämpiä. Erilaisia paikallisia ja seudullisia vaikutuksia on lukumäärällisesti eniten. Joillakin ympäristöongelmilla voi olla vaikutusta myös suppeammalle tai laajemmalle alueelle kuin taulukossa on esitetty.

Taulukko 6. Ympäristöongelmien alueellinen kohdentuminen (Guinée 1992, Ministry for Environment 1992).

GLOBAALI MANTERE SEUTU PAIKALLINEN			
LOPPUUNKULUTUS:			
Uusiutumattomat luonnonvarat (raaka-aineet ja energia)	+		
Niukat uusiutuvat luonnonvarat	+		
Tilan käyttö		+	+
SAASTUMINEN:			
Kasvihuoneilmiö	+		
Otsonituho	+		
Ihmistoksisuus		+	+
Ekotoksisuus		+	+
Happamoituminen		+	+
Valokemiallisen otsonin muodostus		+	+
Rehevöityminen (vesi, maa)		+	+
Säteily		+	+
Kiinteät jätteet (ongelma-, muut)		+	+
Lämmön leviäminen (lämpösaaste)			+
Työterveys			+
Melu			+
Haju			+
HÄIRIÖT:			
Kuivuminen		+	+
Maiseman rappeutuminen		+	+
Ekosysteemin rappeutuminen		+	+
Turvallisuus			+

4.2 Ympäristökuormitusten luokittelu ja painotus

Elinkaarianalyysin luokittelu -vaiheessa luokitellaan ja aggregoidaan ympäristökuormitukset muutamaan ryhmään, ja arvioidaan erilaisten kuormitusten suhteellista vaikutusta kuhunkin ympäristöongelmaan.

Finnvedenin ja Lindforsin mukaan (1992b) aggregointi ilman painotusta on tieteellisesti epäkorrektia – myös kiinteiden jätteiden. Jollei ole minkäänlaista painotusta, oletetaan kaikkien päästöjen olevan yhtä merkittäviä, mikä ei pidä paikkansa. Tämän vuoksi ympäristökuormitusten suhteellinen (potentiaalinen) vaikutus ympäristöön ilmoitetaan kertomalla ne painotustekijöillä. Painotustekijöitä

ympäristövaikutusten arvioimiseksi ei ole kuitenkaan ainakaan vielä yleisesti määritelty. Assiesin (1991) mielestä kansainvälisten standardien aikaansaaminen painotustekijöille olisi merkittävä askel elinkaarianalyysitekniikan kehitykselle. Erilaisilla ympäristökuormituksilla on kuitenkin erilainen merkitys eri alueilla, joten kaikille ympäristökuormituksille tuskin voidaan yhteisiä painotustekijöitä määrittää.

Painotustekijöiden tulisi teoriassa ottaa huomioon seuraavat ympäristöön päästettyjen aineiden luontaiset ominaisuudet (Assies 1991):

1. Haitallinen vaikutus ihmiselle (toksisuus), taikka eläimille, kasveille tai ekosysteemeille (ekotoksisuus), taikka muille kuin biologisille kohteille, kuten rakennuksille tai otsonikerrokselle.
2. Yhdisteen pysyvyys luonnossa.
3. Aineen mobiliteetti eli leviämistäipumus (mobiilit aineet voivat levitä maailmanlaajuisesti).
4. Aineen kertyminen esim. sedimentteihin tai elimistön rasvakudoksiin;
5. Yhteisvaikutukset (synergia) muiden aineiden kanssa tai muuntautuminen toiseksi aineeksi ympäristössä.

Päästöjen osalta neljä viimeistä kohtaa voivat vaihdella aineittain riippuen siitä joutuuko aine veteen, ilmaan vai maahan. Tämän vuoksi Assies (1991) suosittelee, että painotustekijöitä määriteltäessä ja ympäristökuormituksia luokiteltaessa tulisi ottaa huomioon sekä ympäristövaikutukset että niiden kohdistumisväliaine.

Tähän astisissa elinkaarianalyyseissä ympäristökuormitukset on jaettu yleensä väliaineen mukaan kolmeen lokeroon sen mukaan, mihin väliaineeseen päästö lasketaan, ilmaan, veteen ja maahan (*medium-oriented*). Tällöin ympäristökuormitusluokat ovat olleet ilmapäästöt, vesipäästöt ja kiinteät jätteet. Raaka-aineiden ja energian kulutukset on käsitelty erikseen. Eräs esimerkki tästä on sveitsiläinen EMPA/BUS -menetelmä, jossa ilmapäästöt on ilmaistu yksikköinä saastutettua ilmaa ja vesipäästöt yksikköinä saastunutta vettä.

Mm. Finnveden ja Lindfors (1992b) ovat suositelleet ympäristökuormitusten jakamista luokkiin niiden aiheuttamien ympäristövaikutusten mukaan (*effect-oriented*). Joissakin menetelmissä on käytetty molempia jakomenetelmiä.

Finnveden ja Lindfors (1992b) toteavat, että luokitteluun ei ole olemassa vielä täydellistä järjestelmää. Toivoa kuitenkin on, sillä uusia järjestelmiä ollaan kehittelemässä. Koska yhtenäistä luokittelukäytäntöä ei vielä ole, tässä kappaleessa on selostettu muutamia esitettyjä ehdotelmia. Ruotsissa IVL:ssä (Institutet för Vatten- och Luftvårdforskning) ollaan suunnittelemassa eräänlaista maksimiluetteloa vaikutuksista, joita elinkaarianalyysissä voidaan käsitellä (Vertanen 1993).

4.2.1 Luokittelu väliaineen ja vaikutusten mukaan

EY:n pakkausten ekomerkintää koskevassa selvityksessä (Ministry for Environment 1992) oli jaoteltu ympäristökuormituksia sekä väliaineen että vaikutusten mukaan. Menetelmän käytöstä luovuttiin myöhemmin, mutta se on otettu tähän kuitenkin

esimerkiksi mukaan. Selvitystä varten oli analysoitu erilaisia vaikutusten arviointijärjestelmiä, jotka käsittelivät kriittisiä tilavuuksia (*critical volumes*), uhkatekijöitä (*hazard factors*) ja ympäristöhaittoja (*environmental damage*). Lisäksi oli mainittu vielä Buwal:n (Ahbe ym. 1990) niukkuus-menetelmä (*scarcity method*).

Selvityksessä käytettyä luokittelumenetelmää kutsuttiin "yksinkertaistetuksi ympäristöhaitaksi" (*simplified environmental damage*). Ilma- ja vesipäästöt luokiteltiin kolmeen ympäristöhaittaluokkaan, joissa arvioitiin terveyshaitat, ympäristöhaitat sekä pysyvyys ja kertyvyys ympäristöön (taulukot 4 ja 5).

Ilma- ja vesipäästöjen haittaluokat määriteltiin seuraavasti:

Ylimpään luokkaan kuuluivat aineet ja yhdisteet, jotka ovat karsinogeenisia, erityisen toksisia tai mahdollisesti ympäristöön kertyviä. Vesipäästöistä ylimpään luokkaan kuuluivat lisäksi aineet ja yhdisteet, jotka voivat helposti joutua vesistöön tai pohjaveteen ennen hajoamista.

Keskiluokkaan kuuluivat aineet ja yhdisteet, joilla voi olla pitkäaikaisia ympäristövaikutuksia (*happosade*) tai vaikutuksia kroonisen altistuksen takia.

Alimpaan luokkaan kuuluivat aineet ja yhdisteet, jotka eivät ole erityisen toksisia, eivät kerry eivätkä häiritse luonnonkiertokulkua.

Taulukko 7. EY:n ekomerkintä -selvityksessä käytetty ilma- ja vesipäästöjen jaottelu haittaluokkiin niiden oletetun uhan mukaan (Ministry for Environment 1992).

	Ilmapäästöt	Vesipäästöt
Ylin luokka	Orgaaniset ja epäorgaaniset karsinogeeniset aineet, raskasmetallit, haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC)	Kuidut, klooratut ja muut orgaaniset liuenneet aineet, öljy, AOX, Hg, CN (syanidi), muut orgaaniset klooratut yhdisteet, As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, fenoli
Keski-luokka	CO, CO ₂ , NO _x , SO _x , HCl, CFC-yhdisteet, fluorin epäorgaaniset fluoratut epäorgaaniset yhdisteet	Liettynyt kiintoaines, liennut aines, epäorgaaninen liennut aines, BOD, COD, TOC, NH ₃ , terva
Alin luokka	Hiukkaset, NH ₃ , H ₂ S, rikkiyhdisteet	Fluoridit, Na-ionit, sulfaatit, Fe-ionit, nitraatit, HCl, kloridit, epäorgaaniset suolat

4.2.2 Luokittelu ympäristövaikutusten mukaan

Finnvedenin ja Lindforsin ehdotus

Finnveden ja Lindfors IVL:stä (1992b) ovat tehneet selvityksen erilaisista luokittelumenetelmistä. He ovat laatineet myös oman luettelon elinkaarianalyysiin sisällytettävistä vaikutuksista ja niiden luokittelusta (taulukko 8).

Taulukko 8. Finnvedenin ja Lindforsin (1992b) ehdotus elinkaarianalyysissä käsiteltävistä vaikutuksista ja niiden luokittelusta.

OTSAKE	ARVIOINTIPERUSTEET
– Niukat luonnonvarat	
– Kasvihuoneilmiö	– GWP, CO ₂ -ekvivalentteina
– Otsonikato	– ODP klooratut – ODP bromatut – N ₂ O
– Terveysvaikutukset	
– Ekotoksisuus	– Kaikkien yhdisteiden akuutti toksisuus – Huonosti hajoavien yhd. akuutti toksisuus – Potentiaalinen biokertyminen – Huonosti hajoavien yhd. pot. biokertyminen
– Happamoituminen	– H ⁺ tai emäskationien häviäminen
– Rehevöityminen	– Vesi: hapen kulutus – Maa: N
– Oksidanttien muodostus	– NO _x – POCP (VOC)
– Työterveys/turvallisuus	
– Maankäytön vaikutukset	
<p>GWP = Global Warming Potentials = kasvihuoneilmiön aiheuttamispotentiaali (globaali lämpiämispotentiaali)</p> <p>ODP = Ozone Depletion Potentials = otsonikadon aiheuttamispotentiaali</p> <p>POCP = Photochemical Ozone Creation Potentials = valokemiallisen otsonin muodostamispotentiaali</p> <p>VOC = Volatile Organic Compounds = haihtuvat orgaaniset yhdisteet</p>	

Finnveden ja Lindfors ehdottavat, että esitetyillä otsakkeilla olisi vielä alaotsakkeita. Järjestelmässä esimerkiksi orgaanisen aineksen päästöt (COD) käsiteltäisiin rehevöitymis-otsakkeen alla. On ehdotettu, että näitä luokkia arvioitaisiin vaikutuslähetoisesti, ei paikkaan sidotulla, käytännöllisellä lähestymistavalla. Tällöin ei tarvita tietoja päästöjen esiintymispaikan erityisolosuhteista, paitsi jollei yleisiä tietoja ole saatavilla. Analyysi rajoittuisi siis potentiaaliin vaikutuksiin ja sitä voidaan pitää uhan arviointina.

Jonkinlaisia tietoja kohdeympäristöstä kuitenkin tarvitaan. Myös Guinée (1992) on tehnyt selvityksen luokittelusta ja ehdottanut, että ympäristöolosuhteita arvioitaisiin jonkinlaisilla maailmanlaajuisilla keskimääräisillä tiedoilla. Finnveden ja Lindfors ovat valinneet suppeamman alueen, joillekin tapauksille Euroopan ja joillekin Pohjois-Euroopan. Lisäksi joillekin luokille painotustekijät tulisi arvioida erilaisten

äärimmäisten, mutta realististen skenaarioitten mukaan. Skenaarioitten vaihteluväli kuvaisi tulosten epävarmuustekijöitä.

Kasvihuoneilmiötä arvioivalle GWP:lle he ovat laskeneet viisi erilaista aikajännettä, joista valitaan sopiva tavoitteen määrittämisosassa tai arviointiosassa – ei luokitteluosassa. Otsonikatoa (ODP) aiheutuu pääasiassa kolmenlaisista yhdisteistä, kloori-, bromi- ja typpiyhdisteistä, erityisesti typpioksidista.

Happamoituminen tarkoittaa luonnon vastustuskyvyn heikkenemistä vastustaa hapanta laskeumaa. Happamoitumiselle on ehdotettu kahta erilaista arviointitapaa; maahan laskeutuneiden protoneiden sekä laskeutuneiden yhdisteiden maassa tuottaman vetyionimäärän mukaan, tai emäskationien maasta häviämisen mukaan. Happamoituminen tulisi arvioida ainakin kahdelle eri skenaariolle johtuen erityisesti typen erilaisesta käyttäytymisestä eri maatyypeissä.

Rehevöityminen on jaettu maa- ja vesisysteemien rehevöitymiseen. Jälkimmäistä arvioidaan mm. ravinteista peräisin olevien orgaanisten aineiden hajoamisprosessissa kuluvalle hapen määrällä. Rehevöityminen tulisi arvioida ainakin kahdelle eri skenaariolle, fosforin ollessa rajoittavana sekä typen ollessa rajoittavana ravinteena.

Oksidanttien eli hapettajien muodostus on jaettu kahteen alaryhmään, typpioksideihin ja haihtuviin orgaanisiin yhdisteisiin (VOC). Jälkimmäinen ryhmä on yhdistetty valokemiallisen otsonin muodostuspotentiaalin (POCP) kanssa. On ehdotettu, että POCP:lle tulisi käyttää kolmea eri skenaariota, joissa on erilaiset aikajänteet ja NO_x -taustapitoisuudet.

Edellä selostettu luokitteluehdotus on jo melko kehittynyt. Siinäkin on kuitenkin vielä puutteita. Esimerkiksi aineiden pysyvyyden, mobiliteetin ja yhteisvaikutusten arviointia ei ole mainittu. Finnveden ja Lindfors aikovat jatkokehittää luokitteluehdotustaan.

Finnveden ym. (1992) ovat tehneet selvityksen luokittelusta myös Pohjoismaisen ministerineuvoston julkaisuun, jossa he esittävät mm. painotustekijöitä joillekin edellä mainituille ryhmille.

Salsteen ehdotus

Ympäristövaikutusten merkitystä on pohtinut myös Salste (taulukko 9).

Muita ehdotuksia

Ympäristövaikutuksia voidaan luokitella kansallisen hallinnon laatiman ympäristö-ongelmien poliittisen priorisoinnin perusteella. Assies (1991) ja Guinée (1992, taulukko 6, kohta 4.1) ovat jaotelleet ympäristövaikutuksia ryhmiin Hollannin ympäristöpolitiittiseen suunnitelmaan perustuen. Assiesin ehdotus oli hyvin samantapainen kuin Guinéeen, mutta luokkia oli vähemmän. Assiesin mukaan luokitelussa käsiteltävien ympäristökysymysten määrä tulisi rajoittaa korkeintaan kymmeneen, jotta arviointi olisi vielä hallittavissa. Valittujen kriteerien tulee olla keskenään riippumattomia, jotta samoja ympäristövaikutuksia ei lasketa kahteen kertaan. Yhdellä aineella voi tuki olla useampia ympäristövaikutuksia, jotka ovat toisistaan riippumattomia. Maantieteellinen sijainti ja selvityksen aikajänne vaikuttavat siihen, mitä ympäristövaikutuksia on tarkoituksenmukaista tarkastella kussakin tilanteessa. Assies oli maininnut ylimääräisenä tuotteen käyttöturvallisuuden.

Pedersen (viitt. Pedersen ja Christiansen 1992) on ehdottanut, että päästöt ryhmiteltäisiin resurssien kulutuksen mukaan; joko suoraan ympäristövarojen kulutuksen mukaan tai epäsuoraan sellaisen lisäkulutuksen mukaan, joka tarvitaan tuotantojärjestelmässä, jotta voitaisiin estää päästöt tai lievittää vahinkoja. Joissakin menetelmissä on arvioitu energiavarojen ehtymistä laskemalla yhteen eri tyyppisten fossiilisten polttoaineiden kulutus perustuen niiden energiasisältöön. Pedersen on vielä ehdottanut, että uusiutuvien luonnonvarojen kulutusta vertailtaisiin niiden "kestävyyslukujen" (*sustainability ratios*; luonnonvaran kulutus jaettuna luonnollisella uusiutumismvauhdilla) perusteella, silloin kun kokonaiskulutus ylittää uusiutumismvauhdin.

Ahbe ym. (1990) ovat ehdottaneet vastaavaa menettelyä sekä resurssien käytön että päästöjen ryhmittämiseksi, myös silloin kun hyväksyttäviä rajoja ei ylitetä (kynnysraja, jolloin peruuttamattomia vahinkoja voi syntyä). Lisäksi he ovat ehdottaneet käytettäväksi uusiutumattomille luonnonvaroille vuosittaisia hyväksyttäviä osuuksia. He ehdottavat resurssien ja päästöjen sallittavuuden ns. "ekologista niukkuutta" kuvaamaan "ekotekijää" (resurssien kokonaiskulutus tai päästöt jaettuna hyväksyttävällä kulutuksella tai päästöillä). He ovat todenneet, että ympäristövaikutus on suhteessa kulutuksen ja päästöjen määrään riippumatta hyväksyttävästä rajasta (viitt. Pedersen ja Christiansen 1992).

Taulukko 9. Ympäristövaikutusten karkea luokittelu- ja priorisointimahdollisuus (Salstea 1992 mukaillen).

PÄÄSTÖT JA NIIDEN LÄHDE		YMPÄRISTÖVAIKUTUS
Elämän edellytyksiä maapallolla voimakkaasti muuttavat päästöt:		
- Energiantuotanto (CO ₂)	->	Kasvihuoneilmiö
- Anaerobinen hajoaminen (CH ₄)		
- CFC	->	Otsonikato
Suurien alueiden elinolosuhteita muuttavat kaasu- ja pölypäästöt:		
- Energian tuotanto (SO ₂ , NO _x)	->	Happamoituminen Laskeumat
- Prosessit		
- Liikenne		
Vesien tilaa huonontavat päästöt:		
- Prosessit	->	Rehevoityminen Vesien pilaantuminen kelvottomiksi elämälle
- Energiantuotanto		
- Asutus		
Kiinteät päästöt:		
- Prosessit	->	Rajoitettujen alueiden muuttuminen käyttökelvottomiksi, kaatopaikat
- Tuotteiden hylkääminen		

4.3 Ympäristö- ja muiden vaikutusten arvottaminen

Elinkaarianalyysin arviointivaiheessa arvotetaan erilaisia ympäristövaikutuksia toisiinsa nähden. Ympäristövaikutuksia voidaan arvottaa myös suhteessa täysin muihin vaikutuksiin, kuten taloudellisiin ja sosiaalisiin vaikutuksiin. Erilaiset vaikutukset laitetaan siis järjestykseen.

Arviointiin on olemassa erilaisia menetelmiä erilaisia tarkoituksia varten, esimerkiksi elinkaarianalyysin virallisuudesta riippuen.

Dominantti-analyysissä (*dominance analysis*) arviointi aloitetaan tarkistamalla onko jokin vaihtoehtoista kaikkien kriteerien osalta muita parempi tai samanvertainen. Jos näin on, eri vaihtoehtoja ei tarvitse painottaa. Tämän jälkeen jokin kriteeri tai kriteeriryhmä asetetaan etusijalle muihin nähden ja taas vertaillaan vaihtoehtoja keskenään. Jos dominanttianalyysillä ei päästä tulokseen voidaan käyttää muita menetelmiä (Haes 1992).

Käytettäessä elinkaarianalyysiä päätöksentekoon yrityksissä arviointimenetelmäksi riittää yleensä vapaamuotoinen menettely kuten kriteerien painottaminen toisiinsa nähden tilannekohtaisesti (*ad hoc*). Julkisissa elimissä tarvitaan virallisempi ja määrämuotoinen menettelytapa (*formalized*) kuten monikriteerianalyysi (*multi criteria analysis*). Monikriteerianalyysissä voi olla kiinteät painotustekijät eli indeksit tai asiantuntijaryhmän tai eri näkemyksiä edustavan raadin valitsevat painotustekijät luokitusosan vaikutuksille (Assies 1991, Haes 1992).

Assies (1991) on todennut, että kiinteitä painotustekijöitä käytettäessä on se etu, että tulokset voidaan tuottaa aina uudestaan. Lisäksi tällöin ympäristövaikutukset voidaan ilmaista yhdellä luvulla, jolloin menetelmää voidaan käyttää esimerkiksi ekomerkin myöntämisessä tai "vihreään markkinointiin". Käytettävät painotustekijät vaihtelevat ajan ja poliittisen ilmaston mukaan. Indeksijärjestelmiä on pidetty myös vaarallisena, koska ne ovat yksinkertaistettuja menetelmiä ja niiden tuloksiin luotetaan helposti vaikka ne eivät olisikaan varmoja. Myös asiantuntijajärjestelmiä on sekä puolustettu että vastustettu (Finnveden ja Lindfors 1992a).

Kappaleessa 4.2.1 selostettuun EY:n pakkausten ekomerkinä -selvitykseen (Ministry for Environment 1992) kuului myös arvottamisvaihe, joka esitetään tässä esimerkkinä. Selvityksessä painotustekijät muodostettiin suhteellisten määrien perusteella (ks. kohta 5.2). Näin saadut painotustekijät olivat:

- kiinteät jätteet	10
- energian kulutus	2
- ilmapäästöt	1
- vesipäästöt	1

Raaka-aineiden kulutukselle ei määritelty painotustekijää, koska eri pakkaussektoreiden eri EEC:n teollisuussektoreilla käyttämien raaka-ainemäärien määrittämistä pidettiin liian vaikeana tehtävänä.

Poliittinen ympäristövaikutusten ja mahdollisten muiden vaikutusten priorisointi on eräs mahdollisuus arviointimenetelmän pohjaksi. Esimerkiksi kappaleissa 4.1 ja 4.2 esitettyjen ympäristövaikutusten luetteloita, kuten Salsteen esittämää, voisi käyttää arvioinnin pohjana, jos eri vaikutuksille määriteltäisiin vielä painoarvot.

Arvottamista varten on kehitetty myös omia malleja. Ruotsalainen EPS-malli on tarkoitettu nimenomaan elinkaarianalyysin arvottamiseen (liite 2, 2.1). Myös esimerkiksi Sveitsiläisen BUWAL:n "Ekologisen niukkuuden" mallia (Ahbe ym. 1990) ja Hollantilaista "Painotettujen ympäristöteemojen mallia" (*The Weighted Environmental Theme WET*) on käytetty arviointiin. Baumann ja Rydberg (1992) ovat verranneet näitä kolmea menetelmää ja havainnollistaneet vertailua maitopakkauksille. Päästöille saadut numeroarvot vaihtelivat eri malleilla välillä merkittävästi, mutta lopputulos oli kaikilla arviointimalleilla samaa luokkaa – kartonkipakkauksen ja uudelleentäytettävän polykarbonaattipullon ympäristövaikutukset olivat suunnilleen yhtä suuret.

On syytä muistaa, että tuotteen ympäristövaikutukselle annettu numeroarvo perustuu aina subjektiivisiin näkemyksiin. Usealta taholta on todettu, että päätöksenteko pitää jättää päätöksentekijöille, eikä esimerkiksi asiantuntijoille tai indeksijärjestelmälle. Myös CEN:n elinkaarianalyysin standardisointityöryhmä on tullut ainakin toistaiseksi siihen tulokseen, että arvioinnille ei tule luoda standardia, vaan arviointivaihe kuuluu päätöksentekijöille ja on ratkaistava tapauskohtaisesti.

5 PAKKAUKSET

5.1 Pakkausten tehtävä ja määritelmät

Pakkaukset voidaan jakaa esimerkiksi kuluttajapakkauksiin, ryhmäpakkauksiin ja kuljetuspakkauksiin. Kuluttajapakkausten tärkein tehtävä on suojata tuote jake-luketjussaan niin, että se säilyy kuluttajalle asti hygieenisenä, pilaantumattomana ja vahingoittumattomana. Ilman pakkauksia tuotteiden hävikki ja pilaantuminen olisi paljon suurempaa. Kuluttajapakkauksen tehtäviin kuuluu myös tuotteesta tiedottaminen ja sen markkinoiminen. Ryhmä- ja kuljetuspakkauksilla on myös muita tärkeitä tehtäviä. Pakkauksen tulee olla logistisesti mahdollisimman optimaalinen, sopivan kokoinen ja muotoinen, riittävän luja sekä tarkoituksenmukaisesta materiaalista valmistettu.

Karjalainen ja Ramsland (1992) ovat määritelleet pakkaukset seuraavasti:

Pakkaus on tuotteen päällys siinä muodossa kuin se sisältää tuotteen.

Kuluttajapakkaus on pienimmän kuluttajalle myytävän tuote-erän pakkaus.

Ryhmäpakkaus on yleisnimitys pakkaukselle, joka sisältää useita pienempiä pakkauksia ja joka useimmiten muodostaa käsittely- tai vähittäismyyntiyksikön. Ryhmäpakkaus voidaan poistaa vaikuttamatta tuotteen ominaisuuksiin.

Kuljetuspakkaus on yleensä pienin vähittäismyymälään lähetettävä pakkauskoko. Kuljetuspakkaus voi olla laatikko (aaltopahvilaatikko), kääre tai astia. Se voi olla samalla myös ns. myymäläpakkaus, jossa tuotteet pidetään myymälässä esillä (joskus poistamalla jokin osa kuljetuspakkauksesta). Tällöin puhutaan myymälävalmiista kuljetuspakkauksesta tai esittelypakkauksesta.

5.2 Pakkausten ympäristövaikutukset

Oels ja Schmitz (1992) ovat todenneet, että pakkausten ympäristövaikutukset verrattuna muihin tuotteisiin, menetelmiin tai toimintoihin eivät ole niin merkittävät kuin niiden osakseen saama huomio.

Pakkaustarvikkeiden vaatimien raaka-aineiden määrä on 1980-luvulla merkittävästi pienentynyt, koska kaikkia pakkausmateriaaleja on valmistustekniikoiden kehittyessä pystytty huomattavasti ohentamaan. Raaka-aineiden kulutus ei ole noussut, vaikka pakattujen tuotteiden määrä on jatkuvasti kasvanut (Karjalainen ja Ramsland 1992).

Karjalaisen ja Ramslandin (1992) mukaan pakkausten osuus teollisuusmaiden energiankulutuksesta on keskimäärin alle 2 %. EY:n ekomerkintä-julkaisussa sanottiin pakkausten tuotantovaiheen energian kulutuksen olevan 4 % EEC-maiden kokonaiskulutuksesta (Ministry for Environment 1992). Energiantarpeen sanotaan olevan vähenemässä pakkausmateriaalien ohenemisen myötä sekä uusien tekniikoiden ansiosta (Karjalainen ja Ramsland 1992).

Pakkausten tuotantovaiheen ilmapäästöjen (SO_x , pölyt, NO_x , CO, hiilivedyt) kuten myös vesipäästöjen osuuden on sanottu olevan 2 % EEC-maiden kokonaisuudesta ja kiinteiden jätteiden 20 % EEC:n kokonaisyhdyskuntajätteen painosta (Ministry for Environment 1992).

Pakkausten näkyvin ympäristöhaitta kaikissa teollisuusmaissa on niiden muodostama kiinteä jäte. Suomessa käytetään vuosittain yli 900 000 tonnia erilaisia pakkauksia. Yli puolet tästä määrästä on uudelleen käytettäviä pakkauksia. Pakkausmateriaaleista joutui jätteeksi n. 420 000 tonnia vuonna 1991. Tästä määrästä 46 % tuli kotitalouksista, 27 % kaupasta, 17 % teollisuudelta ja 10 % suurkäyttäjiltä. Pakkausjätteestä kierrätettiin raaka-aineena n. 97 000 tonnia, poltettiin n. 38 000 tonnia, eli pakkausjätteistä hyödynnettiin yhteensä n. 32 %. Lisäksi kaatopaikalle vietiin n. 285 000 tonnia (Pakkaustyöryhmä 1993). Kaatopaikalle menevästä kotitalousjätteen painosta pakkausten osuus on 25 - 30 %, mutta tilavuudesta n. 50 %. Kaatopaikalle menevästä yhdyskuntajätteestä pakkausten osuuden on arveltu olevan n. 11 painoprosenttia (Pakkaustyöryhmä 1993). Kaatopaikkojen täyttyminen on synnyttänyt tarvetta vähentää pakkausjätteen määrää tiheästi asutuilla seuduilla.

Boustead (1990) on todennut, että pakkausten kierrätys vähentää aina neitseellisten raaka-aineiden tarvetta. Sen sijaan energian kulutuksen muutokset eivät olekaan niin selkeitä. Sellaisille neitseellisille materiaaleille, kuten alumiinille, joiden tuotantoenergia on suuri, kierrätys aiheuttaa yleensä energiansäästöä. Mutta materiaaleille, joiden neitseellinen tuotantoenergia on suhteellisen alhainen, kierrätysprosessi itsessään voi kuluttaa enemmän energiaa kuin mitä säästetään käyttämällä materiaalia uudelleen.

Jos lisäksi tarkastellaan käytetyn energian laatua (uusiutuva/ uusiutumaton), kierrätys voi osoittautua elinkaarianalyysissä ympäristön kannalta huonommaksi vaihtoehdoksi. Esimerkiksi kun integroidulla paperitehtaalla valmistetaan neitseellistä paperia, energian lähteenä voidaan käyttää selluloosan keiton sivutuotteista saatavaa bioenergiaa. Kun taas paperia kierrätetään, uudelleenprosessoimisessa ja kuljetuksissa käytettävä energia perustuu uusiutumattomiin fossiilisiin polttoaineisiin (Boustead 1990, Salste 1992).

Pakkausten elinkaarianalyysien lähtötietojen valinnassa on otettava huomioon pakkauksen valmistus- ja käyttöpaikka. Pakkausmateriaalien valmistusolosuhteet ja -

menetelmät vaihtelevat suuresti eri alueilla, joten oikeiden tietojen käyttäminen on tärkeää (Salste 1992).

5.3 Pakkausten elinkaarianalyysien standardisointi

Elinkaarianalyysin standardisointi on suuntautunut pääosin pakkauksiin, koska suurin osa elinkaarianalyyseistä käsittelee pakkauksia. Tulevat standardit voivat koskea kuitenkin muitakin elinkaaritutkimuksia.

Kansainvälisellä tasolla pakkausten standardoinnissa toimii ISO (Organization for Standardization) ja sen tekninen komitea TC-122. Eurooppalaista standardisointia koordinoi CEN (European Committee for Standardization) ja sen tekninen komitea TC-261. Suomen kansallinen keskusjärjestö Suomen Standardisoimisliitto SFS on sekä ISO:n että CEN:n jäsen. SFS:n yhteyteen on kesällä 1991 perustettu pakkauskomitea.

ISO/IEC:n SAGE-ryhmä (Strategic Advisory Group on Environment) on perustanut alaryhmän selvittämään elinkaarianalyysitilannetta ja laatimaan ehdotuksia menettelytavoiksi.

CEN:n syksyllä 1990 perustetun pakkausten standardisointikomitean (CEN/TC 261) alakomitean SC 4 eräs työryhmä suunnittelee standardia elinkaarianalyysille. Ryhmän tavoitteena oli saada elinkaarianalyysistandardi valmiiksi vuonna 1993, mutta aikataulu lienee liian optimistinen. Pohjoismaisen ministerineuvoston elinkaarianalyysi-projektin vetäjä Lars-Gunnar Lindfors IVL:stä (Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning) arvelee, että standardin syntymiseen menisi aikaa vielä 4–5 vuotta, vielä pessimistisempiäkin arvioita on esitetty (Vertanen 1993).

Myös Ranskan standardoimisjärjestö AFNOR on perustanut toimikunnan elinkaarianalyysiä varten.

5.4 Pakkauslainsäädäntö

Eri maiden pakkauslainsäädännöissä tai niitä koskevissa ehdotuksissa on esitetty korkeita pakkausmateriaalien hyötykäyttö- ja kierrätystavoitteita. Näin on erityisesti Saksan pakkausasetuksessa, mutta myös mm. Hollannissa ja Ruotsissa esitetyt tavoitteet ovat korkeita. Suomessa tällaisia tavoitteita ei ole vielä laadittu, mutta Ympäristöministeriön asettama Pakkaustyöryhmä (1993) on selvittänyt, kuinka EY:n esittämät tavoitteet voisi toteuttaa.

EY:n valmisteilla olevassa pakkaus- ja pakkausjätedirektiiviehdotuksessa esitetään, että 10 vuoden kuluessa direktiivin voimaantulosta, eli noin vuonna 2005, 90 paino-% pakkausjätevirrasta on hyödynnettävä, ja 60 % jokaisesta pakkausmateriaalivirrasta on kierrätettävä. Jättemäärästä 30 % voidaan polttaa ja 10 % viedä kaatopaikalle. Kunkin EY:n jäsenmaan tulee määrittää välitavoitteet, joissa esitetään aikataulu pakkausjätteen hyödyntämisen kohottamiseksi 60 %:iin ja materiaaliokohtaisen kierrättämistason kohottamiseksi 40 %:iin (Pakkaustyöryhmä 1993).

Elinkaarianalyysi on hyväksytty EY:n pakkaus- ja pakkausjätedirektiiviehdotuksessa työkaluksi pakkausten ympäristövaikutusten arviointia varten. Direktiiviesityksen perusteluissa on todettu seuraavaa (Komission ehdotus... 1992):

"...Uudelleen käytettäviä pakkauksia ja pakkausjätteen hyödyntämistä ja erityisesti sen kierrätystä voidaan pitää samanarvoisina keinoina vähennettäessä pakkausten vaikutusta ympäristöön *mikäli pakkausten elinkaariarviot eivät anna perustetta selvään hierarkiaan*, siksi jäsenvaltioiden on luotava järjestelmät, joilla taataan käytettyjen pakkausten ja/tai pakkausjätteen palauttaminen;"

"...Useiden *elinkaariarvioiden* perusteella voidaan todeta, että ympäristön kannalta tarkastellen kierrätyksen on oltava tärkeä osa jätteiden hyödyntämistä, pääasiassa siksi, että energian ja raaka-aineiden kulutus sekä päästöt pienenevät, mikäli jätteet kierrätetään ja saatu prosessoitu materiaali käytetään uusissa tuotantoprosesseissa;"

4. artiklassa todetaan: "Jos tieteelliset tutkimukset tai muut arviointimenetelmät, kuten *ekotaseet*, osoittavat, että muilla hyödyntämismenetelmillä saavutetaan ympäristön kannalta parempi hyöty, kierrätyksen tavoitteita voidaan muuttaa ..."

12. artiklan mukaan "komission on tarvittaessa edistettävä erityisesti seuraaviin kohteisiin liittyvien eurooppalaisten standardien kehittämistä: ... kriteerit ja menetelmät pakkausten *elinkaarianalyyskejä* varten."

Erityisesti Suomessa harvan asutuksen ja pitkien kuljetusmatkojen takia voi olla tärkeää selvittää elinkaaritutkimuksilla, kannattaako ympäristön kannalta EY:n kierrätystavoitteita pyrkiä toteuttamaan.

6 ELINKAARIMALLIT

6.1 Yleistä

Elinkaarianalyysin tai -arvioinnin laatimiseksi on olemassa useita erilaisia menetelmiä, jotka sopivat erilaisiin tarkoituksiin. Liitteessä 2 esitetyistä 19 menetelmästä yhdeksän käsittelee pakkauksia, viisi käsittelee muita aiheita ja lisäksi mukana on viisi tutkimusta, jotka eivät ole varsinaisia elinkaarimalleja, vaan pikemmin joko elinkaarianalyysin sovellutuksia tai kannanottoja menetelmien kehittämiseksi. Kappaleessa 6.5 on mainittu lisäksi joitakin tietokonepohjaisia elinkaarimalleja, joita ei ole esitelty liitteessä.

Selvitys ei kata kaikkia olemassa olevia malleja, sillä uusia malleja kehitellään jatkuvasti eri tahoilla. Merkittävimmät ja tunnetuimmat mallit ovat kuitenkin mukana. Uusia malleja on rakennettu myös aikaisempien mallien pohjalta, esimerkiksi BUWAL:n menetelmää on sovellettu muutamissa malleissa (tietokonemallit EKOTOOL ja Oeko-pac). Taulukossa 10 on jaoteltu elinkaarimallit eri ryhmiin. Mallien jaottelua on selostettu kappaleessa 2.4.

Neljästätoista esitetystä varsinaisesta elinkaarimallista neljä on peräisin Saksasta, kolme Ruotsista, kaksi Tanskasta, sekä yksi Englannista, USA:sta, Hollannista, Sveitsistä ja Itävaltasta. Suomessa VTT:llä on käytössä Itävaltalaisen IASA:n IDEA-malli. EKONO CTS-Consulting on kehittänyt EKOTOOL-mallin ja KCL KCL-ECO-mallin. Ruotsalainen Packforsk on laatinut BOUSTEAD:n menetelmästä Ruotsiin soveltuvan version. Alkuperämaasta riippumatta mallit sisältävät usein tietoja muistakin maista.

Monille malleille ei ole annettu varsinaista nimeä, jolloin niitä on kutsuttu tekijänsä tai teettäjainstituutionsa mukaan. Malleja on voitu siten kutsua muillakin nimillä eri yhteyksissä. Mallien kuvaus perustuu pääosin Pedersenin ja Christiansenin (1992) julkaisuun.

Taulukko 10. Elinkaarilaskentamenetelmiä (Pedersen ja Christiansen 1992). Numerot menetelmien nimien perässä viittaavat liitteen 2 numerointiin.

	INVENTOINTIMENETELMÄT	ARVIOINTIMENETELMÄT
MONIPUOLISET MENETELMÄT	Produktlinienanalyse (2.4)	GEMIS (2.2) IMA (2.3) Sustainability Assessment (2.5)
KÄYTÄNNÖLLISET MENETELMÄT	Hofmeister (3.1) Umwelt-controlling (3.4)	Kuluttajatutkimukset (3.2) Ympäristömerkintä (3.5)
MÄÄRÄLLISET MENETELMÄT	Boustead (1.1) Chalmers (1.2) SETAC (3.3) IDEA (1.3) Sundström (1.6) Umwelt-bilanz (1.8) UBA (1.7)	REPA (1.4) SimaPro (1.5) Öko-bilanz (EMPA/BUS/ BUWAL) (1.9) EPS (2.1)

Koska mallit poikkeavat niin paljon lähtötiedoiltaan ja rajauksiltaan, eri mallien tuloksia ei voida vertailla tällä hetkellä keskenään. Myös lopputulokset on usein esitetty eri tavoin. Joissakin malleissa lopputulokset on esitetty yhdellä tai muutamalla luvulla (Öko-bilanz, EPS, Simapro, Environmental Themes), ja joissakin satoina lukuina vailla minkäänlaista aggregointia (mm. Sundström). Toiset mallit siis arvioivat tai arvottavat erilaisia vaikutuksia, toiset tyytyvät ympäristökuormitusten kartoittamiseen eli inventointiin.

6.2 Pakkauksia käsittelevät mallit

Pakkauksia käsitteleviä malleja ovat: Bousteadin malli, Chalmersin malli, IDEA, REPA, SimaPro, Sundströmin malli, UBA, Umwelt-Bilanz sekä Öko-bilanz (EMPA/BUS, BUWAL). Nämä mallit voivat käsitellä muitakin aiheita kuin pakkauksia.

Mallien yksityiskohtaisuus ja laajuus vaihtelee paljon, mikä riippuu tietysti myös selvityksen kohteesta. Kuvaavaa on, että esimerkiksi Chalmersin mallin tekijät arvelivat yhden pakkausraaka-aineen elinkaarianalyysin tekemiseen kuluvan 1–2 kk tehollista työaikaa, kun taas Sundström arveli elinkaarianalyysiin aikaa kuluvan vähintään 3 vuotta (Vertanen 1993).

Parametrit ja yksiköt

Pedersenin ja Christiansenin (1992) mallien esittely perustuu pitkälti vain kutakin mallia koskevan muutaman yksittäisen selvityksen tietoihin, joten esimerkiksi ilmoitetut päästökomponeentit saattaisivat olla toiset jossain muussa selvityksessä. Myös muut huomioon otettavat näkökohdat riippuvat usein selvityksen kohteesta, eivätkä näin ollen ole välttämättä yleistettävissä tietyn mallin erityispiirteiksi. Elinkaarimalleissa käytettyjä ilma- ja vesipäästöjen komponentteja on esitelty taulukossa 3 (kpl 3.4).

Ilma- ja vesipäästöjen yksikkönä on yleensä käytetty massaa (kg, g, mg), paitsi esimerkiksi Ökobilanz-malleissa (EMPA/ BUS, BUWAL), joissa on käytetty kriittisiä ilma- ja vesitilavuuksia (m³).

Jätteiden yksikkönä on käytetty massaa (t, kg, g) tai tilavuutta (m³, cm³), kuten Ökobilanz-malleissa. Raaka-aineiden yksikkönä on käytetty yleensä massaa (t, kg), mutta veden kulutus on ilmoitettu litroina REPA-mallissa. Muissa malleissa veden kulutusta ei ole yleensä käsitelty. Energian kulutus on ilmoitettu yleensä jouleina (J, MJ), mutta toisinaan myös muissa yksiköissä kuten kWh.

Ympäristökuormitukset on voitu ilmoittaa esimerkiksi raaka-aineen massaa kohde tai 1000 litraa juomaa kohden (Chalmersin malli, Sundströmin malli) Sundströmin malli, Lundholm ja Sundström 1985, 1986).

Taulukko 11. Pakkausmallien eräissä selvityksissä käyttämien ympäristöparametrien määrä (x = on mukana, mutta määrä ei tiedossa).

	1	2	3	PAKKAUSMALLIT			7
				4	5	6	
Ilmapäästöt	18	10	13	15			
Vesipäästöt	24	7	23	14			
Jätteet	7	x	x	x	x	x	x
Raaka-aineet	x	x	x	x	x	x	–
Energia	x	x	x	x	x	x	x
Vesi		(x)		x	x		–

1 = Boustead, 2 = Chalmers, 3 = IDEA, 4 = REPA, 5 = Sundström, 6 = Umwelt-Bilanz, 7 = Öko-Bilanz (EMPA/ BUS/BUWAL)

6.3 Muut mallit ja elinkaaritutkimukset

Muut mallit tarkoittavat tässä työssä malleja, jotka eivät käsittele pakkauksia (EPS, GEMIS, IMA, Produktlinienanalyse ja Sustainability Assessment). Lisäksi on esitelty vielä muita elinkaaritutkimuksia (Hofmeister, Kuluttajatutkimukset, SETAC, Umwelt-Controlling ja Ympäristömerkinnät). Produktlinienanalyse on itse asiassa saksalainen elinkaarianalyysityyppi, jossa on mukana sosiaalisia ja taloudellisia näkökohtia, eikä jokin tietty malli. Monet malleista ovat vielä kehittelyn asteella. Vaikka tässä kappaleessa luetellut mallit eivät tällä hetkellä ole pakkausmalleja, saatetaan niihin

tulevaisuudessa liittää myös pakkausten analysointia, sen vuoksi ne on otettu mukaan myös tähän työhön.

6.4 Elinkaarimallien puutteita

Pedersen ja Christiansen (1992) ovat käyneet läpi taulukossa 10 esitettyjen mallien selvityksiä ja löytäneet useita puutteita näistä elinkaarimalleista. Puutteet ovat koskeneet pääasiassa järjestelmän rajausta, vertailuissa käytettyjen tietojen eritasoisuutta, lähtötietojen ikää sekä tutkimusten "läpinäkyvyyttä".

Tuotteiden vertailuissa käytetty tuotteiden samankaltaisuusaste on vaihdellut. Tuotteet eivät aina ole olleet yhtäläisiä laadultaan tai käyttöalueeltaan. Tuoteyksikkö on usein valittu väärin tai epätarkasti.

Useissa analyysseissä valmistusprosessin sivutuotteet on otettu huomioon epätäydellisesti tai ei lainkaan. Kaikki vaikutukset on voitu osoittaa esimerkiksi sivutuotteelle tai päätuotteelle tai jaettu mielivaltaisesti näiden kesken.

Erilaisia vaihtoehtoja vertaitaessa ei ole aina käytetty keskenään kilpailukykyisiä lähtötietoja. Esimerkiksi teknologian taso on vaihdellut. Tulevaisuuteen ulottuvat vaikutukset ja niitä alentavat tekijät on jätetty selvityksistä pois, samoin usein uusiutumattomien luonnonvarojen loppuunkuluttaminen.

Joissakin selvityksissä on mukana vain osa elinkaaresta ja jätetty esimerkiksi raaka-aineiden ottaminen luonnosta pois. Tämä voi olla vakava puute, kuten Fritsche ym. (viitt. Pedersen ja Christiansen 1992) ovat osoittaneet. Heidän laskelmiensa mukaan polttoaineen valmistuksen päästöt muodostivat 10 % energian käytön CO₂ -päästöistä ja yli kolmanneksen NO_x-kokonaispäästöistä. Toisinaan taas on arvioitu erilaisia materiaaleja tiettyyn elinkaaren vaiheeseen saakka, mutta ei enää lopullisessa kulutustuotteessa. Erilaiset materiaalit voivat kuitenkin antaa tuotteelle erilaisia ominaisuuksia.

Apu- tai lisäaineita ei ole useinkaan sisällytetty selvityksiin, vaikka niiden haitallinen vaikutus voi olla hyvinkin merkittävä verrattuna niiden määrään. Materiaalivarojen käyttö on sisällytetty vain muutamiin selvityksiin, silloinkin on yleensä otettu huomioon vain niiden energiasisältö. Energian käyttö sisältyy lähes kaikkiin tutkimuksiin.

Pääomahyödykkeiden tai onnettomuuksien, poikkeavien päästöjen taikka tuotteen, välituotteen tai koneiden väärinkäytön vaikutuksia ei ole yleensä sisällytetty analyysihin.

Raaka-aineiden prosessointi ja tuotteen valmistus on yleensä käsitelty malleissa kaikkein yksityiskohtaisimmin elinkaaren vaiheista. On tosin olemassa esimerkkejä tuotevertailuista, joissa nämä vaiheet on jätetty pois tai keskitytty pelkästään käytön jälkeisiin vaikutuksiin.

Kauppa- ja vähittäiskauppa-vaihetta ei ole sisällytetty yhteenkään käsitellyistä malleista. Sen vaikutuksia on voitu pitää marginaalisina verrattuna tuotantoon. On ehdotettu, että kauppa huomioitaisiin erillisenä vaiheena, koska sillä on suuri vaikutus pakkaamiseen.

Käyttöön, kierrätykseen ja kunnossapitoon liittyvät toimenpiteet on usein jätetty pois tai käsitelty puutteellisesti elinkaarianalyyseissä. Esimerkiksi käyttövaiheessa juomapakkausten jäähtyminen voi kuluttaa olennaisen osuuden tuotteen koko energian tarpeesta. Usein ei ole saatavilla tietoa siitä, miten tuotteen ominaisuudet vaikuttavat itse kotitalouskäyttöön ja päin vastoin, mikä vaikeuttaa tarkoituksenmukaisen tuoteyksikön määrittelyä.

Jätteiden polton ja kaatopaikkakäsittelyn ympäristövaikutukset on jätetty analyyseissä usein täysin huomioon ottamatta. Varsinkin CO₂-päästöt ja kaatopaikkojen vaikutus pohjavesiin ja kaasumaisten päästöjen syntymiseen on yleensä sivuutettu. **Yksikään malleista ei tarkastele tuotteen elinkaarta sen todelliseen loppuun saakka**, eli hetkeen, jolloin tuote ja päästöt ovat taas alkuperäisessä tilassaan osana luontoa – tai raaka-aineina uudessa tuotantoprosessissa – kaikki prosessin vaikutukset mukaanlaskettuina.

Kuljetukset on jätetty useimmista selvityksistä pois kokonaan tai sitten on laskettu vain niissä kuluva energia. Kuljetuksilla voi olla merkittävä vaikutus lopputulosten kannalta.

Useimmat elinkaarianalyysit ovat ottaneet huomioon vain ympäristönäkökohdat ja jättäneet sosiaaliset ja taloudelliset näkökohdat tarkastelematta. Vaikka BUS 1984-selvityksessä on määritelty sosiaaliset ja taloudelliset seikat yhtä tärkeiksi, ne oli silti jätetty pois. Jopa saksalaisessa Produktlinienanalyse-menetelmässä ympäristöparametrejä on tarkasteltu paljon tarkemmin kuin sosiaalisia tai taloudellisia parametrejä. Esimerkiksi työolosuhteet on useimmissa malleissa jätetty huomioon ottamatta.

Joitakin malleja (mm. BUS 1984) on kritisoitu siitä, että ne ovat käyttäneet liian vanhoja lähtötietoja. Harvoissa selvityksissä on ollut mahdollisuus tarkistaa arviointien paikkansapitävyys ja objektiivisuus.

6.5 Mallien tietokoneohjelmat

Tietokannat ja ohjelmistot ovat lähes välttämättömiä apuvälineitä määrällisiä elinkaarianalyysijä laadittaessa. Usealla taholla on lähdetty rakentamaan yleisiä tietokantoja. Eri tarkoituksiin voidaan räätälöidä sopivia muunnoksia tietokoneohjelmista. Jotkut tietokonemallit, kuten IDEA ja UBA, koostuvat elinkaarianalyysin eri osia (materiaalivirrat, energiavirrat, kuljetukset, jne.) kuvaavista moduleista, joita voidaan yhdistellä tilannetta parhaiten kuvaavalla tavalla. Uusia yksikköoperaatioita lisätään tarpeen mukaan.

Tietokonemalleissa on yleensä tietopankki, jossa on valmiina lähtötietoja, joita voidaan osittain käyttää hyväksi laskelmissa. Osa lähtötiedoista – tilannekohtaiset erityistiedot – joudutaan hankkimaan erikseen. Lisäksi malleissa on enemmän tai vähemmän käyttäjäystävällinen elinkaarianalyysin laskenta- ja ratkaisumalli.

Tietokantoihin ja malleihin kerätty tieto ei ole koskaan "valmista", sillä teknologia kehittyy jatkuvasti ja tietämys erilaisten yhdisteiden vaikutuksista luontoon lisääntyy. Tietokantojen ajantasalla pitäminen tulisi olla jatkuvaa ja helppoa.

Taulukko 12: Tietokonemallit elinkaarianalyyseistä (Jonsson ym. 1990, Miettinen ja Pöyry 1992, Miettinen 1993, Pedersen ja Christiansen 1992).

MALLI	KEHITTÄJÄ/ MAA	YLSAA-TAVILLA	AIHE/ HUO-MAUTETTAVAA
1. Boustead	INCPEN ym./Englanti	on	Pakkaukset
2. UBA	Fraunhofer-Institut ILV, ifeu, GVM / Saksa	on	Pakkaukset/ kustantaja Umweltbundesamt
3. Environmental Themes	CML ₁ / Hollanti		Arviointi-vaihe
4. EPS ₂	IVL/ Ruotsi	ei	Arviointi-vaihe/ kust.myös Volvo ja Industriförbundet
5. GBA	University of Stuttgart/ Saksa		Tuotteet/ kesken-eräinen, laaja
6. GEMIS/ TEMIS	Öko-Institut ja GH Kassel/ Saksa	on	Energia/ laaja, ilmainen
7. IDEA ₃	IIASA ₄ / Itävalta	ei	Laaja
8. LCA Inventory Tool	Chalmers Industri-teknik/ Ruotsi	on	Pakkauksia, ym./ hinta 17500 SEK
9. LifeWay	Technical University of Denmark, Interdiscipl. centre		Luokittelu ja arviointi-vaihe
10. Oeko-Base I plus	MIGROS/ Sveitsi	on	EMPA/BUS-mallin pohjalta
11. Oeko-Base II	MIGROS/ Sveitsi	on	BUWAL-mallin pohjalta
12. Oekopack I	LSS Lahyani Software Solutions/ Sveitsi	on	Pakkaukset/ BUWAL-mallin pohjalta, hinta 7500 CHF
13. REPA	Franklin Associates Ltd/ USA	ei	
14. SimaPro ₅	CML (PRé lisäosia)/ Hollanti	on	
15. Sundström	Sundström, Miljöbalans AB/ Ruotsi		Pakkaukset
16. Umwelt controlling	IÖW ₆ , PSI/ Saksa		

- ¹⁾ Centre of Environmental Science (myös muita)
²⁾ Environmental Priority Strategies in product design
³⁾ International Database for Ecoprofile Analysis
⁴⁾ International Institute for Applied Systems Analysis
⁵⁾ System for integrated environmental analysis of products
⁶⁾ Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung

Taulukossa 12 esitettyjen tietokonemallien lisäksi on olemassa elinkaarianalyysin periaatteita soveltavia malleja, jotka on tarkoitettu ympäristövaikutusten arvioinnin lisäksi tai pikemmin yritysten strategiseen suunnitteluun tai kustannusten laskentaan. Tällaisia malleja ovat mm. (Miettinen ja Pöyry 1992):

- EKOTOOL, EKONO CTS Consulting Ltd. Malli käsittää prosesseja, ympäristövaikutusten arviointia, kustannuslaskentaa ja strategia-analyysijä. Malli perustuu lineaariseen optimointiin ja siinä on n. 2000 muuttujaa. Malli ei ole myytävänä.
- DESC (Decision model for Environmental Strategies of Corporations), Institute for Applied Environmental Economics TME, Hollanti, hinnoiteltu ympäristövaikutuksia. Malli on yleisesti saatavilla.
- MCDM (Multi-Criteria Decision Making), The Flemish Institute for Technological Research VITO, monitavoiteoptimointi-malli.

7 RUOTSIN PAKKAUSSELVITYKSEN ELINKAARIMALLI (CHALMERS)

7.1 Yleistä

Seuraavassa on selostettu Ruotsin pakkausselvityksen (Miljön och förpackningarna... 1991) liiteosassa Livscykelanalyser för förpackningsmaterial – beräkning av miljöbelastning, SOU 1991:77 (Tillman ym. 1991) esitettyä elinkaarilaskentatapaa. Elinkaarilaskelmat on laatinut Chalmers Industriteknik, joka on Göteborg:ssa olevan Chalmersin Teknillisen Korkeakoulun yhteydessä oleva toimeksiantotutkimuslaitos. Laskentatapaa kutsutaan jatkossa Chalmersin malliksi. Lisäksi on esitetty omia sekä kahteen muuhun raporttiin (Baumann ym. 1992, 1993) perustuvia arvioita mallista.

Chalmersin mallissa on tarkasteltu 9 eri pakkausmateriaalin elinkaaren aikaisia ympäristökuormituksia seuraavanlaisissa **skenaarioissa**:

1. Materiaali käytetään kerran ja sijoitetaan kaatopaikalle.
2. Materiaali käytetään kerran ja poltetaan.
3. Tietty osa materiaalista kierrätetään, loput sijoitetaan kaatopaikalle.
4. Tietty osa materiaalista kierrätetään, loput poltetaan.
5. Tietty osa pakkauksista käytetään uudelleen, loput sijoitetaan kaatopaikalle.
6. Tietty osa pakkauksista käytetään uudelleen, loput poltetaan.

Kahdesta ensimmäisestä skenaariosta käytetään tässä nimitystä "kertakäyttötapaukset", skenaarioista 3 ja 4 "kierrätystapaukset" ja kahdesta viimeisestä "uudelleenkäyttötapaukset". Lisäksi on käytetty nimityksiä "kaatopaikkatapaus" ja "polttotapaus". Polttotapauksissa poltosta saatu energia otetaan talteen. Kierrätystapauksissa talteenotettu materiaali prosessoidaan uusiksi tuotteiksi.

Polyeteenille skenaario 3 laskettiin vain LDPE:lle ja skenaariot 5 ja 6 vain HDPE:lle, muut skenaariot sekä LDPE:lle että HDPE:lle. Nestepakkauskartongin kierrätysaste koskee vain kuituja. Nestepakkauskartongille on laskettu lisäksi skenaario 5, jossa myös kierrätyksessä syntyvä muovijäte menee polttoon. Kierrätysasteet on laskettu toisinaan kuluttajavaiheen jälkeen, toisinaan kierrätysprosessin hukan jälkeen, jolloin

talteensaadun materiaalin määrän tulee olla hieman suurempi. Toimeksiantaja oli määritellyt hyötykäyttöasteet.

Taulukko 13. Ruotsin pakkausselvityksen elinkaarimallissa (CHALMERS) tutkitut pakkausmateriaalit ja niille lasketut skenaariot, sekä laskelmissa käytetyt kierrätys- ja uudelleenkäyttöasteet prosentteina (Tillman ym. 1991).

Materiaali	Skenaario					
	1	2	3	4	5	6
Alumiini	0	0	75	75		
Teräs	0		70			
Lasi	0		70		97	
Polyeteeni (LDPE ja HDPE)	0	0	75	75	75	75
Polystyreeni (vaahdotettu)	0	0	60	60	60	60
Puu	0	0			60	60
Aaltopahvi	0	0	80	80		
Tärkkelys	0	0			60	60
Nestepakkauskartonki	0	0	65	65		

Materiaaleja on tarkasteltu sellaisenaan, riippumatta siitä mihin tuotteeseen niitä on käytetty, esimerkiksi pakkauksien sulkimia tms. ei ole sisällytetty laskelmiin. Eri materiaaleja ei ole vertailtu keskenään, vaan eroavuuksia niiden ympäristökuormituksissa kaatopaikkasijoituksen ja em. erilaisten hyötykäyttövaihtoehtojen välillä. Tillman ym. (1991) ovat todenneet, että vertailua erilaisten pakkausmateriaalien välillä ei voida tehdä kuin muuten kuin vertailemalla yksittäisiä pakkaus- ja jakelujärjestelmiä. Sellaisessa vertailussa tulee ottaa huomioon mm. pakkaukseen käytettyjen materiaalien määrät ja tehdä vertailu pakkauksen käyttötarkoituksen mukaan. Tuloksia ei voida suoraan yleistää muihin saman materiaalin käyttötarkoituksiin. Eri käyttötarkoituksiin käytettävien materiaalien vertailu keskenään ei ole mielekästä.

Tillman ym. (1991) ovat laskeneet myös vertailevat elinkaarianalyysit erilaisille maitopakkausjärjestelmille sekä kodinkoneiden (jääkaapin ja pesukoneen) eri materiaaliyhdistelmistä koostuville kuljetuspakkauksille. Näitä laskelmia ei ole tarkasteltu tässä työssä tarkasteltu syvällisemmin.

7.2 Menetelmän selostus

Malli on selostettu lyhyesti liitessä 2 kohdassa 1.2.

7.2.1 Rajoitukset

Mallissa on käytetty "kehdestä hautaan" perspektiiviä. Tuotannon apuvälineiden, kuten rakennusten, koneiden ja kuljetusvälineiden valmistuksen ympäristökuormitusta ei ole otettu huomioon. Myöskään mahdollisten lisäysten tai painoprosessien ympäristökuormitusta ei ole otettu huomioon.

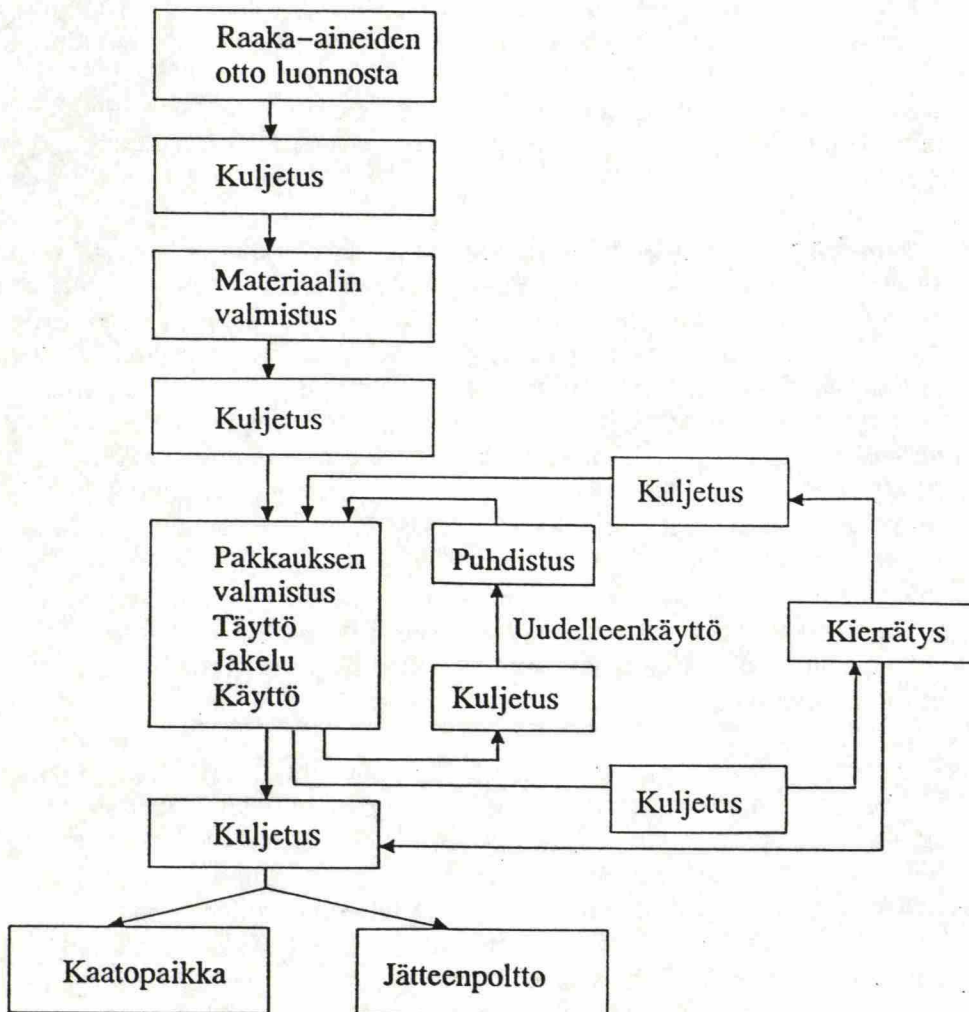
Selvityksessä on rajoitettu pakkausmateriaalien käyttöön Ruotsissa. Ruotsissa valmistettavien pakkausten energia- ja päästötiedot on otettu näiden tuotannosta.

Laskelmat ovat perustuneet "parhaaseen tekniikkaan", siinä määrin kuin ruotsalainen tekniikka on ympäristöllisesti parasta tekniikkaa. Valittaessa tietoja erilaisista tuotantoyksiköistä on valittu ympäristöllisesti paras tekniikka.

Energiantarve sekä päästöt ilmaan, veteen ja maahan, jätteet mukaanlukien, on otettu huomioon. Raaka-aineiden kulutusta tai muuta resurssien käyttöä kuten veden kulu- tusta ja tilantarvetta ei ole otettu huomioon.

7.2.2 Laskentamenetelmä

Lasketut pakkausjätteen käsittelyskenaariot eivät ole todellisuuden kuvauksia, vaan vastaavat kysymykseen, mikä ero on ympäristökuormituksessa ja energiantarpeessa, jos materiaali käytön jälkeen sijoitetaan kaatopaikalle, poltetaan, kierrätetään tai uudelleenkäytetään. Laskelmat noudattavat kuvan 4 mukaista virtauskaaviota.



Kuva 4. Pakkausmateriaalien periaatteellinen virtauskaavio (Tillman ym. 1991).

Ympäristökuormitus ja energiantarve on laskettu yhteen kaikille skenaarioille erikseen ja laskelmat on tehty kuluttajan käyttämään 1 kg materiaalia kohden.

Pakkauksen valmistus-, täyttö-, jakelu- ja kulutusvaiheita ei ole sisällytetty laskelmiin sillä perusteella, että ympäristökuormituksen on sanottu olevan sama näissä vaiheissa riippumatta siitä, onko pakkaus valmistettu neitseellisistä vai kierrätysmateriaalista, tai täytetäänkö puhdistettu pakkaus uudelleen. Joillekin materiaaleille on sisällytetty laskelmiin kuitenkin pakkauksen valmistusvaihe, koska se on yhtenäinen materiaalinvalmistuksen kanssa (esim. lasin valmistus). Sen sijaan erilaisten maitopakkausten vertailuun pakkauksen valmistus, täyttö, jakelu ja kulutusvaiheet on sisällytetty, ja laskelmat on tehty 1000 l maitoa kohden.

7.2.3 Energialaskelmat

Energiankulutus on jaettu termiseen energiaan eli lämpöenergiaan ja sähköenergiaan.

Sähköenergia ja terminen energia voitaisiin laskea yhteen kokonaisenergiantarpeeksi, jos sähköenergia laskettaisiin primäärienergiaksi sähköntuotannon hyötysuhteen mukaan. Sähköenergia on ilmoitettu kuitenkin sellaisenaan, muuttamatta sitä primäärienergiaksi. Sähköntuotannon ympäristökuormitusta ei ole selvitetty.

Ruotsissa **sähkö** tuotetaan pääasiassa vesivoimalla (49 %), ydinvoimalla (45 %) ja pieni osuus fossiilisilla polttoaineilla (6 %) (vrt. Suomen sähköntuotanto, kohta 8.1).

Terminen energia käsittää fossiiliset polttoaineet, biopolttoaineet sekä materiaaliin sidotun energian. Tillman ym. ovat todenneet, että periaatteessa materiaaliin sidottu energia tulisi laskea raaka-aineen sisältämän energian mukaan, sillä esimerkiksi muovin valmistamiseen kuluva öljy olisikin voitu käyttää polttoaineena. Energiaa kuluu raaka-ainetta valmistettaessa kuitenkin usealla muullakin tavalla (prosessienergia, ylijäämälämpö ja sivutuotteisiin sidottu energia), kuin mitä valmiiseen tuotteeseen on sitoutunut. Tämän vuoksi on laskettu valmiin tuotteen energiasisältö ja lisätty prosessienergiantarpeeseen. Ylijäämälämpöä ja sivutuotteisiin sidottua energiaa ei ole sisällytetty laskelmiin.

Teräs ja alumiini sisältävät energiaa. Energia on peräisin prosessienergiasta, jolla rautamalmi on pelkistetty raudaksi ja bauksiitti alumiiniksi, joten energia on kirjattu prosessienergiaksi. Rautamalmilla ja bauksiitilla ei ole lämpöarvoa. Myöskään lasilla ei ole lämpöarvoa.

Jätteenpoltossa materiaaliin sidottu energia otetaan talteen. Tämä energia on kerrottu jätteenpolton hyötysuhteella ja vähennetty materiaalin energiantarpeesta polttotapauksissa. Laskelmissa on käytetty 90 % tehollista hyötysuhdetta. Kalorimetrinen hyötysuhde on n. 75 %. Se ottaa huomioon jopa lämmön, joka voidaan ottaa talteen kondensoimalla savukaasujen vesihöyry, millä on merkitystä kun on kysymys vesipitoisista polttoaineista. Pakkausmateriaalit sinänsä ovat melko kuivia kun ruuantähteitä ei oteta huomioon, minkä vuoksi kondensointilämpöä ei ole sisällytetty laskelmiin.

Kuljetusten energiantarvetta on käsitelty kaavamaisesti. Eri kuljetuslajien energiantarve kuormatonnia ja kilometriä kohden on kerrottu kuljetusetaisyydellä. Kuljetuksille on käytetty taulukon 14 mukaisia energiankulutuksia. Joissakin tapauksissa on käytetty muita kuljetusenergian arvoja, jos on kuljetettu hyvin tilaavieviä, mutta kevyitä materiaaleja, kuten vaahdotettu polystyreeni ja tärkkelys.

Taulukko 14. Kuljetusenergiat (Tillman ym. 1991).

Kuljetustyyppi	Energiantarve, MJ/tonni km
Kuorma-auto, kaukokuljetus	1,0
Kuorma-auto, lähijakelu	2,7
Rautatieliikenne	0,3 (sähköenergia)
Rannikkomeriliikenne	0,47
Valtameriliikenne	0,20
Säiliölaivat	0,11

Energiankulutus on ilmoitettu megajouleina raaka-ainekiloa tai -tonnia kohden kustakin prosessista ja kuljetuksesta erikseen ja eritelty sähkö- (alaindeksi e) ja lämpöenergian kulutus (alaindeksi th). Lisäksi lämpöenergian lähde on esitetty, esimerkiksi: MJ/kg bauksiittia ja MJ_{th}/kg bauksiittia; diesel. Käytetty prosessityyppi on myös saatettu ilmoittaa.

Kuljetuksista on ilmoitettu kuljetuksen tarkoitus (mitä kuljetetaan), kuljetusväline ja kuljetusmatka mistä mihin. Vain ulkomailla tapahtuvista kuljetuksista on ilmoitettu myös energian kulutus. Polttoainelajia ei ole ilmoitettu eikä aina edes matkaa kilometreinä. Esimerkiksi:

- E8 Poltetun kalkin kuljetus Bayer-laitokselle, Japanista Australiaan, laiva: 630 MJ_{th}/tonni poltettua kalkkia.
- E18 Ulkomailla valssatun alumiinin kuljetus pakkausvalmistajalle, kuorma-auto ulkomailta Malmö:ön: 900 km.

7.2.4 Päästölaskelmat

Silloin kun prosessien todelliset päästöarvot on mitattu on niitä käytetty. Muiden prosessien ja kuljetusten päästöt on laskettu päästötekijöiden avulla, jotka perustuvat polttoainekulutukseen.

Kiinteitä jätteitä, kuten tuotannon jätteitä ja kaatopaikalle sijoitettavia pakkausjätteitä, on tarkasteltu päästöinä maahan. Korkeita raskasmetallipitoisuuksia sisältävät tuhkat sekä ympäristövaaralliset jätteet on eritelty erikseen.

Jätteenpolton päästöt on laskettu kohdassa 7.2.5 esitetyllä tavalla ja laskettu yhteen muiden päästöjen kanssa.

Päästöjä syntyy siellä missä kuluu energiaakin, mutta materiaaliakohtaisissa selostuksissa on esitetty vain prosesseihin liittyvät päästöt. Fossiilisten polttoaineiden käytöstä eri tuotantovaiheissa ja kuljetuksista johtuvat päästöt on laskettu erikseen taulukon 15 päästötekijöiden mukaan.

Päästöt on ilmoitettu päästöinä ilmaan, veteen ja kiinteinä jätteinä, kullekin päästökomponentille (SO₂ jne.) erikseen yleensä grammoina raaka-ainekiloa kohden prosesseittain. Esimerkiksi alumiinilla

E1 Bauksiitin louhiminen:

Päästöt ilmaan: Hiukkasia 5,01 g/kg

SO₂ 0,025 g/kg bauksiittia.

Jollei tietoja jostain päästöistä ole ollut, se on ilmoitettu erikseen. Käytetty prosessityyppi on myös toisinaan ilmoitettu.

Päästötekijät kuvaavat niitä päästöjä, jotka syntyvät erilaisia polttoaineita poltettaessa kattilassa tai moottorissa. Öljyyn perustuvien polttoaineiden tekijöihin on sisällytetty myös ne päästöt, jotka syntyvät raakaöljyä porattaessa, säiliölaivoilla kuljettaessa ja jalostettaessa eli ns. "precombustion"- päästöt. Nämä öljyn käyttöä edeltävät päästöt on yhdistetty precombustion-lisäksi, joka on laskettu polton päästötekijöiden kanssa yhteen. Öljyn käyttöä edeltävissä vaiheissa kuluu myös energiaa, mutta sille ei ole laskettu lisätekijää. Precombustion-lisä on laskettu vain öljylle. Tillman ym. ovat eritelleet öljyn käyttöä edeltävien vaiheiden energiankulutukset ja päästöt.

Päästötekijät, ainakin NO_x ja SO₂ koskevat, pohjautuvat Ruotsissa vuonna 1991 voimassa olleisiin lakeihin ja suuntalinjoihin. Niitä tullaan asteittain tiukentamaan, jolloin päästötekijät menettävät ajankohtaisuutensa. Uudet päästövaatimukset dieselajoneuvoille on jo päätetty. Nämä vaatimukset koskevat kuitenkin vain uusia kulkuneuvoja, joten kestää jonkin aikaa ennen kuin muutos vaikuttaa.

Taulukon 15 päästötekijöitä on käytetty erilaisille polttoaineille mukaanluettuna öljyn "precombustion"-päästöt.

Taulukko 15. Päästötekijät, [g/MJ], polttoaineen kulutuksen mukaan (Tillman ym. 1991).

	öljy	diesel	vesiliikenne	hiili	kaasu	biopolttoaine
SO ₂	0,394	0,154	1,294	0,38	0,002	0,03
NO _x	0,154	1,304	0,744	0,15	0,15	0,15
CO	0,013	0,300	0,140	0,017	0,001	1,0
HC	0,018	0,208	0,108	0,010	15*10 ⁻⁶	0,10
CO ₂	79,8	78,6	78,6	91,6	55,2	–
hiukk.	0,03	0,10	0,11	0,013	–	0,013
tuhka	0,007	–	–	0,30	–	0,10
öljy(aq)	0,00040	0,00040	0,00040			
fenoli	5,7*10 ⁻⁶	5,7*10 ⁻⁶	5,7*10 ⁻⁶			
COD	0,0012	0,0012	0,0012			
kok. N	0,00019	0,00019	0,00019			

7.2.5 Jätteiden käsittely

Keräily ja kuljetukset

Jätteenkuljetusten energiantarve on laskettu lähijakelun mukaan. Kotitalousjätteelle on käytetty asukasmäärällä painotettua keskikuljetusmatkaa polttolaitokselle (18 km) ja kaatopaikalle (15 km). Teollisuusjätteelle ei ole laskettu vastaavaa lukua.

Kaatopaikkasijoitus

Ruotsin n. 400 kaatopaikalle sijoitetaan n. 7 miljoonaa tonnia jätettä vuodessa. Kiinteä jäte on jaettu seuraaviin ryhmiin: maahan joutuva kiinteä jäte, poltosta tuleva tuhka ja ympäristövaarallinen jäte.

Kaatopaikalla syntyy mm. metaanikaasua ja suotovettä. Tillmanin ym. mukaan tällä hetkellä ei ole riittävästi tietoa siitä, miten erilaiset materiaalit käyttäytyvät kaatopaikalla. Hajoamistuotteet ja -nopeudet vaihtelevat ympäristön mukaan ja ovat osittain tuntemattomia. Tämän vuoksi he eivät ole jakaneet erilaisia päästöjä erilaisille materiaaleille. Metaani on kasvihuonekaasu, joka hallituksen päätöksen mukaisesti tulee vuoden 1993 loppuun mennessä hyödyntää energianlähteenä tai polttaa hukkaliekkinä.

Suotovesi voi vaikuttaa pohjaveteen. Usein vaikutus rajoittuu kaatopaikan sisäiseen alueeseen ja sen välittömään läheisyyteen. Suotovedessä on biokemiallista ja kemiallista hapenkulutusta aiheuttavia aineita, ravintosuoloja, metalleja, muita suoloja ja toksisia orgaanisia aineita.

Myös jätteenpolton jäännökset viedään kaatopaikalle. Ne koostuvat osin epätäydellisesti palaneen aineksen nokihiukkasista, osin tuhkahiuukkasista jotka sisältävät mm. raudan, alumiinin ja piin oksideja. Tuhka koostuu uunin pohjatuhkasta ja lentotuhkasta, joka menee savukaasujen mukana erotettavaksi suodattimeen. Savukaasujen puhdistustuotteena saadaan puhdistustekniikasta riippuen märkää sakkaa tai kuivaa hienohiukkasainetta. Kuona ja lentotuhka sisältävät paljon raskasmetalleja. Tillmanin ym. mukaan kanadalaiset tutkimukset osoittavat, että pohjakuonalla on paremmat ominaisuudet kaatopaikkasijoitusta ajatellen verrattuna lentotuhkaan, josta helposti uuttuu raskasmetalleja. Lentotuhkaa voidaan stabilisoida esimerkiksi savukaasujen puhdistuksesta saatavan märän kalkkilietteen avulla. Kaatopaikalla olevien polttojäännöksiä ainekohtaisia päästöjä ei ole myöskään saatu selville.

Energiankulutus kaatopaikalla (0,68 MJ/tonni ja 0,825 kg diesel/tonni eli 35 MJ_{th}/tonni) on peräisin tiivistämisestä ja kaivu- ym. koneiden käytöstä.

Jätteenpoltto

Jätteenpoltosta on saatu miinus-merkkinen tulos energia- ja päästölaskelmissa, sillä oletuksella että jätteenpoltto korvaa öljyn polttoa ja säästytään öljyn polton päästöiltä. Korvatun polttoaineen on oletettu olevan öljyä, koska lisääntynyt jätteenpolttokapasiteetti on korvannut öljynpolttoa. On arvioitu, että jos poltettavan kotitalousjätteen, kuten pakkausjätteen määrä pienenisi tulevaisuudessa, ei poisjäävää määrää korvattaisi öljyllä vaan biopolttoaineella ja jätepuulla ja muulla palavalla teollisuusjätteellä, joiden polttamiseen kapasiteetti ei riitä tällä hetkellä ja ne joutuvat kaatopaikalle. Puu voidaan lisäksi varastoida sesongin ajaksi helpommin kuin kotitalousjäte.

Jätteenpolton osuus lämmöntuotannosta on lisääntynyt Ruotsissa 1980-luvulla. Tillmanin ym. mukaan vuonna 1991 Ruotsissa oli 23 lämpöä tuottavaa jätteenpolttolaitosta. Lokakuussa 1990 oli 11 laitosta varustettu ns. edistyksellisellä savukaasujen puhdistuksella ja 5 laitoksessa oli asennus kesken. Tillmanin ym. laskelmissa on pidetty lähtökohtana polttolaitosta, jossa on hiukkasten erottelu ja edistysellinen savukaasupuhdistus.

Laskelmissa on oletettu, että teräs ja lasi eivät mene jätteenpoltoon, mutta alumiini menee 100 %:sesti. Tillmanin ym. mukaan Buwal:n laskelmissa oletettiin, että

alumiini ei mene polttoon, mutta ruotsalainen pakkaustutkimuslaitos PackForsk laski sen menevän 100 %:sesti. Tämä edellyttää, että alumiini on hienojakoista, ohuen folion tyyppistä. Valu-tyyppistä lujempaa alumiinia on vaikeampi polttaa, koska siihen muodostuu suojaava oksidikerros. Pakkausjätteiden alumiini on riittävän ohutta ja se on jätteenpolttotutkimuksissa palanut täydellisesti. Laskelmissa on käytetty taulukon 16 mukaisia tehokkaita lämpöarvoja.

Jätteenpolton päästöt on laskettu taulukon 16 tietojen avulla. Päästökijät koskevat "puhtaita materiaaleja", siis sellaisia jotka eivät sisällä täyteaineita tms. Tillmanin ym. mukaan tästä seuraa, että ainakin hiukkaspäästökijät ovat jonkin verran liian pieniä.

Materiaalikohtaiset päästökijät CO_2 , SO_2 ja HCl on laskettu ilman alkuaineanalyysiä. Biopolttotutkimuksissa ei ole osoitettu hiilidioksidipäästöjä. Käytetyt erotusasteet ovat 90 % SO_2 :lle ja 95 % HCl :lle.

Materiaalikohtaiset hiukkaspäästöt riippuvat kunkin materiaalin tuhkapitoisuudesta. Kuona ja lentotuhka koostuvat osittain epätäydellisesti palaneesta materiaalista, osittain tuhka hiukkasista jotka sisältävät lähinnä oksideja, jotka ovat peräisin piistä, alumiinista ja raudasta. Kuonassa on n. 2,5–3% palamatonta materiaalia ja lentotuhkassa 4–10 %. Tämä tarkoittaa, että n. 0,6 % poltettavasta materiaalista jää palamatta. Yksinkertaistamiseksi on laskettu täydellinen palaminen ja jätetty huomioon ottamatta 0,6 % osuus. Lopputuotteista 10 % on lentotuhkaa ja 90 % pohjakuonaa. Hiukkasten erotusasteena on käytetty 99,6 %.

Taulukko 16. Jätteenpolton päästöt ja materiaalien tehokkaat lämpöarvot (Tillman ym. 1991).

Materiaali	CO_2	Päästöt [g/kg]		hiukk.	tuhka	lämpöarvo [MJ/kg]
		NO_x	HCl			
Alumiini	–	4,90	–	0,76	1899	30,6
Teräs		(ei mukana poltossa)				
Lasi		(ei mukana poltossa)				
Polyeteeni	3138	6,88	–	–	–	43
Polystyreeni	3380	6,40	–	–	–	40
Polykarbonaatti	2769	4,64	$8,6 \cdot 10^{-6}$	–	–	29
PVC	1407	2,88	29,2	–	554,4	18
Aaltopahvi (kost.pit. 15%)	0	2,67	–	0,008	19,998	16,7
Puu (kost.pit. 12%)	0	2,72	–	0,008	19,992	17
Tärkkelys	0	2,67	–	–	–	16,7
Nestepakkauskarbonki	696,22	3,10	–	0,02993	74,798	19,38

Päästöt kuten NO_x , hiilimonoksidi ja hiilivedyt eivät riipu niinkään materiaalin koostumuksesta kuin polttoteknisistä olosuhteista. Kaiken tyyppisessä poltossa syntyy typenoksideja. Jätteenpolto aiheuttaa enemmän NO_x -päästöjä kuin öljyn poltto, mutta vähemmän rikkidioksideja ja hiilivetypäästöjä. NO_x voi muodostua polttoaineen tai polttoilman tyyppistä. Jäte sisältää vähän typpeä, minkä vuoksi jätteenpoltoissa NO_x muodostuu pääasiassa ilman tyyppistä. NO_x syntyy polttoilmasta lähinnä kahdella tavalla:

- Välitön NO_x -muodostus, muodostuu ilman tyydestä liekki-alueella polttoaineen hiilivetyradikaalien vaikutuksesta. Tillmanin ym. mukaan merkitys on suhteellisen pieni suurimittakaavaisessa poltossa, jonka vuoksi se voidaan useimmiten jättää huomioon ottamatta.
- Terminen NO_x -muodostus, joka alkaa n. 900 °C lämpötilassa, mutta on merkityksellistä vasta yli 1200 °C lämpötilassa. Mitä korkeampi lämpötila ja mitä pidempi savukaasujen viipymä on korkeassa lämpötilassa, sitä suuremmat ovat NO_x -päästöt.

Koska on vaikeaa määrittää eri materiaalien radikaalinmuodostusta, NO_x -muodostuksen on oletettu olevan suhteessa materiaalien energiasisältöön, jolloin on oletettu termisen NO_x -muodostuksen olevan merkittävämpi. Laskelmissa on käytetty arvoa 0,16 g NO_x /MJ polttoainetta kohden, mikä on ruotsalaisten jätteenpolttolaitosten painotettu keskiarvo.

Tillmanin ym. mukaan perinteisesti jätteenpoltossa on käytetty suurta ilmaylimäärää, jotta palaminen tapahtuisi mahdollisimman täydellisesti. Happipitoisuudella on suuri merkitys NO_x -muodostukseen; suuri ilmaylimäärä aiheuttaa suuremmat NO_x -päästöt. Ilmaylimäärän pienentäminen vähentää yleensä NO_x -muodostusta, mutta voi johtaa epätäydelliseen palamiseen, jolloin savukaasuissa on suuremmat määrät hiilimonoksidia ja hiilivetyjä. Parannetulla mittauksella, valvonnalla, sekä polton ja polttoilman säädöllä on saatu NO_x -päästöt pieneneväksi 20–50 %, ilman että hiilivetypäästöt olisivat mainittavasti lisääntyneet. Yksittäisten materiaalien osuutta hiilimonoksidi- ja hiilivetypäästöistä ei ole kyetty määrittämään.

7.3 Pakkausmateriaalikohtaiset tarkastelut

Tillman ym. ovat selostaneet yksityiskohtaisesti kunkin pakkausmateriaalin prosessivaiheet lähtien raaka-aineen ottamisesta luonnosta valmiiksi tuotteeksi asti. Näitä vaiheita ei ole tässä selostettu, mutta pakkausmateriaalikohtaiset virtauskaaviot on esitetty liitteessä 3. Kuvissa esiintyvät symbolit E(numero) kuvaavat vaiheita, joissa kuluu energiaa. Myöskään materiaalikohtaisia energiankulutus- ja päästölukuja ei ole tässä esitetty.

Tulokset on esitetty pylväsdiagrammeina ja numerotaulukkoina kullekin skenaariolle. Energian kulutus on ilmoitettu kokonaismäärinä yksikköinä MJ/kg ja päästöt g/kg tai kg/kg. Pylväsdiagrammeissa energiantarve on esitetty erikseen termisenä ja sähköenergiana. Numerotaulukoissa on terminen energia toisinaan jaettu lisäksi polttoaineen kulutuksen mukaan (öljy, diesel, laiva, kaasu). Päästöistä on eritelty SO_2 , NO_x , CO, HC, CO_2 , jätteet ja tuhka. Myös erityispäästöjä on ilmoitettu, kuten hiukkaset, kokonaisfluori, HCl, NH_3 , fenoli, erityisjätteet, öljy, suspendoituneet aineet, BOD, COD, kokonaistyyppi ja -fosfori. Numerotaulukoissa tiedot on eritelty toisinaan tarkemmin, esimerkiksi kuljetusten osuudet kustakin energian kulutuksesta ja päästöistä.

7.3.1 Alumiini

Neitseellisistä raaka-aineista valmistettua alumiinia kutsutaan primääriseksi ja kierrätettyä alumiinia sekundääriseksi. Primäärisen alumiinin valmistus vaatii paljon energiaa, mutta sekundäärisen vain n. 5 % verrattuna primääriseen. Alumiinia

käytetään Ruotsissa mm. juomatölkeissä, foliona laminaateissa ja monomateriaalina (esim. tuubit, ruokavuorat, kotitalousfolio).

Ruotsissa pakkauksiin käytetty primäärinen alumiini tuodaan ulkomailta ja sekundäärinen sulatetaan Ruotsissa. Tällä hetkellä pakkauksista kierrätetään vain juomatölkkejä, joita on saatu talteen runsaat 80 % käyttömäärästä. Muutamissa paikoissa alumiinia on alettu kerätä kotitalouksista, kuten jo tehdään esimerkiksi Tanskassa ja Sveitsissä. Esimerkiksi Täby:ssä voi puhtaaksi huuhdotut alumiinivuoat heittää iglu-säiliöön ympäristöasemalla. Vuonna 1990 alumiinia kerättiin talteen Ruotsissa n. 500 kg.

Alumiinin laskelmat perustuvat liitteessä 3/1 esitettyyn alumiinin virtauskaavioon.

Tulokset

Noin 77 % syötetystä termisestä prosessienergiasta saatiin laskelmien mukaan talteen jätteenpoltossa. Koska päästöjä oli vähennetty öljyn polttoa vastaavilla määrillä, hiilidioksidi-, hiilivety-, hiilimonoksidi- ja rikkidioksidimäärät olivat pienemmät poltossa kuin kaatopaikkasijoituksessa. Typenoksidien päästöt olivat hieman suuremmat jätteenpoltossa.

Kaatopaikkatapauksen jätteet olivat polttotapauksessa tuhassa. Tuhkan määrä oli suurempi kuin jätteiden siksi, että yhden alumiinikilon poltto tuottaa 1,9 kg alumiinioksidia.

Suurin osuus sähköstä ja polttoaineesta kului primäärisen alumiinin tuotannossa, jossa on myös suuret rikkidioksidi- ja hiilidioksidipäästöt.

Kierrätyksessä oli selvästi pienemmät päästöt ja energiantarve kuin kertakäytössä. Kierrätysprosesseihin liittyvät päästöt, kuten erotuksesta ja sulatuksesta peräisin olevat HCl- ja fluoridi-päästöt, lisääntyivät talteenottoasteen kasvaessa.

Kuljetuksissa tarvittava pieni osuus polttoaineen kokonaistarpeesta näkyi paljon suurempana osuutena päästöistä. Sekä kertakäyttö- että kierrätystapauksessa kuljetusten osuus oli n. 20 % polttoaineen kokonaistarpeesta. Kertakäyttötapauksessa kuljetusten osuus rikkidioksidi- ja typenoksidienpäästöistä oli suuri, n. 30 %, ja johtui alumiinioksidin pitkistä laivakuljetuksista raaka-ainemaista (Australia, Guinea, Jamaica) Eurooppaan. Kierrätyksen kuljetuksista aiheutuva energiantarve ja päästöt olivat Tillmanin ym. mukaan joka tapauksessa pienemmät kuin kertakäytössä, sillä kuorma-autokuljetusten lisäys vähintäänkin kompensoitui laivakuljetusten vähenemisellä.

7.3.2 Teräs

Ruotsissa on peltipakkausten kierrätystä esiintynyt pienessä mittakaavassa, mutta ei enää, koska saatu metalli oli vähäarvoista romua ja tinatut pakkaukset aiheuttivat ongelmia terästehtaalla, kun tina ei aina erottunut raudasta riittävästi. Pieni määrä tinaa romun joukossa ei haittaa. Tina voidaan erottaa mekaanisesti esimerkiksi jätteenpolton jälkeen. Se voidaan myös sulattaa pois tai erottaa kemiallisilla menetelmillä.

Teräksen laskelmat perustuvat liitteessä 3/2 esitettyyn virtauskaavioon. Laskelmat on tehty erikseen tinatuille pakkauksille ja tinattomille teräspakkauksille.

Tillman ym. (1991) ovat todenneet, että vaikka talteenottoaste olisi suhteellisen korkea tarvitaan silti melkein yhtä paljon raaka-ainetta muualta. Laskelmissa käytetty kierrätysaste on korkea, verrattuna nykytilanteeseen Ruotsissa, kun peltipurkkien keräykseen ei ole minkäänlaista järjestelmää.

Malmia käyttävällä terästehtaalla käytetään myös tietty osuus ulkopuolista romua. Osuus on n. 16 paino-% primäärisellä terästehtaalla tuotetusta teräksestä.

Pakkauksiin käytettävässä teräksessä on pieni pitoisuus lejeerinkimetalleja. Niiden sähkön- ja polttoaineenkulutusta louhimisessa, jalostuksessa ja kuljetuksissa ei ole sisällytetty laskelmiin. Sen sijaan tinattuun teräkseen liittyvä tinan jalostus on mukana laskelmissa.

On väitetty, että teräslevyjen tuotannon energiankulutus olisi n. 10 kertaa suurempi, jos raaka-aineena käytetään malmia romun sijaan (Tillman ym. 1991).

Tulokset on esitetty sekä teräslevyille että tinatuille teräslevyille kertakäyttö- ja kierrätystapauksessa. Polttoaineenkulutus ja päästöt olivat merkittävästi pienemmät 70 %:n kierrätystapauksessa kuin kertakäytössä. Tämä johtui lähinnä siitä, että malmia ei tarvinnut louhia eikä pelkistää niin suurta määrää. Sähkönkulutus oli hieman suurempi kierrätyksessä, mikä johtui lähinnä teräs-tehtaan sähkönkulutuksesta. SO_2 , NO_x -, CO , CO_2 - ja hiukkaspäästöt sekä tuhkamäärät olivat selvästi alhaisemmat kierrätyksessä. Sen sijaan kierrätyksen hiilivetypäästöt olivat jokseenkin samat kuin kertakäytön, lähinnä dieselkulkuneuvojen verrattain korkeiden päästöjen takia.

7.3.3 Lasi

Lasi valmistetaan pääasiallisesti hiekasta, kalkista ja soodasta, jotka sulatetaan 1500–1600 °C:ssa. Prosessi on jatkuva ja raaka-aineita syötetään keskeytymättä, samoin valmista lasia otetaan ulos jatkuvasti ja leikataan sopiviksi paloiksi, joista tehdään tuotteita lasikoneessa.

Lasipakkauksia voidaan täyttää uudelleen, kuten tehdäänkin suuressa mittakaavassa olut-, virvoitusjuoma-, viini- ja viinapulloille. Lasia voidaan ottaa talteen myös lasimurskana, joka sulatetaan. Tällöin väritöntä lasia voidaan valmistaa vain värittömästä lasimurskasta, kun taas värillisen lasin valmistukseen voidaan käyttää myös sekaväristä murskaa.

Lasin laskelmat perustuvat liitteessä 3/3 esitettyyn virtauskaavioon. Lasin uudelleen-käytössä on oletettu pakkausta käytettävän 30 kertaa.

Lasille on käytetty laskelmissa seuraavaa koostumusta:

Hiekkaa 476 kg, soodaa 136 kg, kalkkia 83 kg, dolomiittia 58 kg, maasälpää 43 kg, natriumsulfaattia 4 kg ja lasimurskaa 366 kg, eli yhteensä 1166 kg raaka-ainesta sulatettua lasitonnia kohden.

Häviötä syntyy sulattamisessa; hiilidioksidina kalkista ja soodasta, sekä veden haihtumisena hiekasta ja lasimurskasta (hiekan kosteuspitoisuus on 5 % ja lasimurskan 1–2%).

Soodana käytetään sekä USA:n luonnonsoodaa että Solvey-soodaa. Laskelmissa on oletettu, että molempia lajeja käytetään yhtä paljon.

Lasin pesuun kuluu 7 litraa 50 % soodaliuosta 1000 pulloa kohden (33cl, 305 g). Liuoksen tiheys on 1,53 kg/litra. Tästä saadaan soodan kulutukseksi 0,0176 kg soodaa/kg lasia, eli n. 5,36 g soodaa/33 cl pullo. Tillman ym. ovat taulukoineet maitopakkausten vertailussa eri lähteissä ilmoitettuja palautuspullojen pesun energiantarvetta, lipeän- ja vedenkulutusta. Lipeänkulutustiedot ovat vaihdelleet paljon, 0,23–5,3 kg NaOH/1000 pulloa. Maitopullolaskelmissa on käytetty puhtaan lipeän kulutuksen arvona 2 kg NaOH/1000 pulloa eli 2 g/ 100 cl pullo.

E15 Lasitehtaan päästöt

Ilmaan:	SO ₂	1,01 g/kg lasia
	NO _x	2,69 g/kg lasia
	hiukkasia	0,26 g/kg lasia
Veteen:	öljyä + rasvaa	0,009 g/kg lasia
	suspendoitunutta ainesta	0,018 g/kg lasia

Hiilidioksidipäästöt ovat peräisin osittain öljyn ja kaasun poltosta, osittain kaasun poistumisesta sulatteesta. Sulatteesta häviävien hiilidioksidien määrä voi nousta n. 170 g CO₂/kg neitseellisiä raaka-aineita. Hiilidioksidipäästöt riippuvat myös murskan sekoittamisesta, sillä polttoaineen käyttö vaihtelee murskan sekoittamisen mukaan. Näin saadaan:

0 % murskaa sekoitettu 530 g CO₂/kg lasia
70 % murskaa sekoitettu 385 g CO₂/kg lasia

Muut päästöt muodostuvat palautuspullojen pesusta syntyvistä jätevesistä. Tillman ym. ovat todenneet jäteveden happeskuuluttavien aineiden liittyvän pakkaukseen jääneeseen sisältöön, eivät pakkaukseen sellaisenaan, ja ovat jättäneet ne huomioon ottamatta. Kiinteät jätteet kuten pullojen kierrekorkit, kannet ja etiketit on jätetty vertailun ulkopuolelle, sillä nämä jätteet syntyvät riippumatta siitä, kierrätetäänkö tai käytetäänkö pakkaus uudelleen vai ei.

Tillmanin ym. käyttämiä arvoja on esitetty myös luvussa 8, jossa on tarkasteltu Suomen lasipakkausten elinkaarta.

Tulokset

Lasin kierrätystapauksessa ympäristökuormitus ja energiantarve olivat hieman pienemmät verrattuna neitseellisten raaka-aineiden käyttöön. Uudelleenkäyttötapaussessa ympäristökuormitus ja energiantarve olivat selvästi pienemmät kuin muissa vaihtoehdoissa. Uudelleenkäyttötapauksessa kuljetusten osuus ilmapäästöistä oli hyvin suuri.

7.3.4 Polyeteeni

Polyeteeni on termomuovi, jota käytetään pusseihin, säkkeihin, pulloihin ja kanistereihin ym. Polyeteeniä on kahta tyyppiä, LDPE = low density polyethylene ja HDPE = high density polyethylene. LDPE ja HDPE muoveista valmistetaan

pakkauskelmua, muovikasseja ja muotoon ruiskutettuja tuotteita. Lisäksi LDPE-muovia käytetään muotoon puhallutettuihin tuotteisiin ja nestepakkauskartongin päällystämiseen. LDPE:tä käytetään lähinnä muovikalvoihin ja HDPE:tä säiliöihin.

Muovinvalmistaja toimittaa polyeteenin granulaatteina eli rakeina pakkauksen valmistajalle. Kierrätyksessä kerätty muovi jauhetaan myllyssä. Se pestään ja kuivataan ennenkuin se ruiskupuristetaan ja granuloidaan uudelleen. Koska kerätyssä materiaalissa on mukana eri laatuja ja -värisiä muoveja, käytetään sitä ennen kaikea "mustiin" tuotteisiin, kuten jätessäkkeihin.

Laskelmat perustuvat liitteen 3/4 virtauskaavioon ja ne on tehty sekä LDPE:lle että HDPE:lle. Pakkauksen valmistusvaihe on otettu mukaan vertailuun, jotta saataisiin oikea kuva uudelleentäyttötapauksesta.

Tulokset

LDPE ja HDPE eivät ole materiaaleina täysin verrattavissa keskenään, koska niillä on erilaiset käyttöalueet, LDPE:tä käytetään muovikalvoissa ja HDPE:tä säiliöissä. Paitsi käyttöalueiltaan eroavat ne toisistaan myös energiankulutukseltaan ja päästöiltään. HDPE:llä nämä ovat alhaisemmat, koska sen polymerisaatio tapahtuu alemmassa paineessa. Tämän vuoksi tulokset on esitetty erikseen LDPE:lle ja HDPE:lle.

LDPE: Noin 64 % muovin termisestä energiasta saatiin talteen jätteenpoltossa. Polyeteenin poltossa syntyi hiilidioksidi- ja typenoksidipäästöjä, mutta rikkidioksidi- ja hiilivetypäästöt olivat pienemmät polttotapauksessa kuin kaatopaikkatapauksessa. SO₂-päästöjen negatiivinen arvo johtui siitä, että öljypolton rikkipäästöistä laskettava vähennys oli niin paljon suurempi kuin polyeteenin valmistuksesta aiheutuvat rikkipäästöt yhteensä. Typenoksidipäästöjä syntyi hieman enemmän jätteenpoltossa kuin öljypoltossa kattilassa, koska jätteenpolto tapahtui korkeammassa lämpötilassa.

Prosesseihin liittyvät päästöt, kuten hiilidioksidi ja hiilivedyt ilmaan sekä öljy ja fenoli veteen, olivat pienemmät kierrätyksessä verrattuna kertakäyttöön. Kuljetusten osuus sekä kertakäyttö- että kierrätystapauksessa näytti olevan hyvin pieni. Yhteenlaskettuihin olivat päästöt kierrätyksessä selvästi alhaisemmat kuin kertakäytössä.

HDPE: Kuten LDPE:llä, pienenee ympäristökuormitus jätteenpoltossa myös HDPE:llä verrattuna kaatopaikkasijoitukseen kertakäyttötapauksessa. Materiaalin kierrätys ei vähentänyt sähkönkulutusta verrattuna kertakäyttöön, sillä sähköä kului yhtä paljon kierrätyksen uudelleengranuloinnissa kuin krakkauksessa ja polymerisaatiossa valmistettaessa HDPE:tä neitseellisistä raaka-aineista. Kierrätyksessä päästöt ja termisen energian tarve olivat pienemmät kuin kertakäytössä. Pakkauksen uudelleenkäyttö aiheuttaisi kauttaaltaan pienemmät päästöt ja energiankulutuksen. Tosin laskelmissa ei ole mukana pakkauksen huuhtelua tai pesua.

7.3.5 Polystyreeni

Polystyreeni (PS) on termomuovi, jota käytetään mm. vaateripustimissa, kukkaruukuissa ja musiikkikaseteissa. Polystyreeniä käytetään myös vaahdotetussa muodossa (EPS) iskua vaimentamaan pakkauksissa, muotoonvalettuna tai irtotäytemateriaalina. EPS:ää voidaan ottaa talteen monin tavoin.

EPS:n laskelmat perustuvat liitteen 3/5 virtauskaavioon. Kierrätyksen laskelmissa on lähtökohtana ollut ruiskupuristus.

Kaikki vaiheet öljynporauksesta polymerisointiin on laskettu yhteen perustuen Buwal:n raporttiin 132 (Habersatter ja Widmer 1991), koska tietoja ei oltu saatu kaikista valmistuksen vaiheista.

Kookkautensa takia EPS:n kuljetukset on laskettu taulukon 14 arvoista poikkeavilla energiantarpeella (ja päästöillä), mutta talteenotetun polystyreenin kuljetukset on laskettu normaalisti.

Tulokset

Noin 50 % termisestä energiasta saatiin talteen paisutetun polystyreenin jätteenpoltossa. Rikkidioksidin ja hiilivetyjen päästöt olivat pienemmät poltossa kuin kaatopaikkatapauksessa. Jätteenpoltossa EPS:stä muodostui hieman enemmän typenoksideja ja hiilidioksidia kuin öljypoltossa. Polystyreeni sisältää enemmän hiiltä megajoule kohden kuin öljy ja sen vuoksi hiilidioksidia syntyy jätteenpoltossa enemmän kuin kaatopaikkatapauksessa.

Rikkidioksidipäästöistä saatu negatiivinen arvo johtui siitä, että öljypoltosta laskettava rikkipäästöjen vähennys oli huomattavasti suurempi kuin polystyreenin valmistuksen rikkipäästöt yhteensä. Polystyreeni itsessään ei sisällä rikkiä.

Prosessiin liittyvistä päästöistä tulivat erityisesti hiilivetypäästöt esiin. Niitä käytetään polttoaineena polystyreenin paisuttamisessa. Hiilidioksidipäästöt olivat kierrätystapauksessa pienemmät kuin kertakäyttötapauksessa. Vähenneminen on harhaanjohtavaa jos ei ole kysymyksessä EPS:n kierrätys materiaalina, ja ellei uutta paisuttamista tapahdu vaan EPS:stä tehdään PS:iä. Tässä tapauksessa todellinen vähennys saadaan vertailemalla kertakäyttöä ja uudelleenkäyttöä. Vaikeutena on löytää käytännöllinen uudelleenkäyttömuoto EPS:lle.

EPS:n kierrätyksessä on kuorma-autoissa hyvin kevyet ja tilaa vievät kuormat. Polttoaineen kulutus nousi suureksi suhteessa kuorman painoon. Kertakäyttötapauksessa kuljetusten polttoaineen osuus oli n. 0,4 % polttoaineen kokonaistarpeesta ja kierrätyksessä n. 4,2 %. Pieni lisäys polttoaineen tarpeesta näkyi suurempana lisäyksenä päästöissä, erityisesti typenoksideina kun oli kyse kuorma-autokuljetuksista. Kuljetusten osuus typenoksidipäästöistä oli n. 7,5 % kertakäytössä, mutta kierrätyksessä se oli n. 47 %. Kaiken kaikkiaan kierrätyksen päästöt olivat kuitenkin pienemmät kuin kertakäyttötapaukseen, johon sisältyi jätteiden poltto.

7.3.6 Puu

Puuta käytetään pakkausmateriaalina useisiin eri sovellutuksiin, mm. kuormalavoihin, kaapeliteloihin ja laatikoihin. Puupakkauksia on sekä kertakäyttöisiä että palautettavia. Paitsi sahattua puutavaraa käytetään myös levymateriaalia. Kyllästettyä puuta käytetään vain poikkeustapauksissa pakkauksissa; esimerkiksi tavaroilla, joita kuljetetaan Australiaan.

Useat tekijät vaikuttavat siihen, että levymateriaalin ympäristökuormitus on erilainen kuin sahatun puutavaran. Vanerin valmistukseen ei sisälly sahausta. Sen sijaan tarvitaan energiaa puun lämmittämiseksi vanerin kerrostamista varten, itse päällekkäin

asetteluun sekä liimapuristukseen. Ympäristökuormitusta syntyy myös liiman valmistuksessa (vanerilla fenoli-formaldehydiliimaa). Lastulevyissä käytetään urea-formaldehydiliimaa tai melamiinilujitettua urea-formaldehydiä.

Puun laskelmat perustuvat liitteen 3/6 virtauskaavioon. Laskelmat ulottuvat puolivalmisteeseen eli sahattuun ja hakattuun puutavaraan, joka on valmista liitettäväksi yhteen. Puun katkaisun hukka (30 %) oletetaan käytettäväksi polttoaineenä, jonka vuoksi pakkausmateriaaliin energiasisältö on laskettu katkaisun jälkeen.

Tulokset

Noin 65 % termisestä energiasta saatiin talteen poltossa. Jätteiden määrä pieneni poltossa verrattuna kaatopaikkatapaukseen, mutta tuhkan määrä lisääntyi. Ilmapäästöjen vähenemä poltossa johtui siitä, että niitä oli vähennetty vastaavan öljymäärän polton aiheuttamilla päästöillä. Tästä aiheutui negatiivinen arvo rikkidioksidi-, hiilidioksidi- ja hiukkaspäästöille. Typenoksidien päästöt olivat puujätteen poltossa suuremmat kuin öljynpoltossa.

60 % uudelleenkäyttö ja jätteiden kaatopaikkasijoitus vaati jonkin verran enemmän termistä energiaa kuin kertakäyttö ja jätteiden poltto. Sähköä kului sen sijaan uudelleenkäyttötapauksessa vähemmän. Pienimmät päästöt ja energiantarve olivat skenaariolla 4 (uudelleenkäyttö ja jätteiden poltto).

Kuljetusten osuus energiantarpeesta ja päästöistä oli pieni sekä kertakäyttö- että uudelleenkäyttötapauksissa, poikkeuksena kuitenkin typenoksidipäästöt, joista kuljetusten osuus oli n. 40 %.

7.3.7 Aaltopahvi

Aaltopahvi koostuu kahdesta lainerikerroksesta havusulfaattimassaa, joiden väliin on liimattu lehtipuusulfaattimassasta valmistettu aaltoileva flutingkerros. Sekä laineri että fluting valmistetaan integroiduilla tehtailla, mikä tarkoittaa sitä, että massaa ei kuivata ennen kuin lopullinen tuote, laineri tai fluting, on valmis. Kerrokset liimataan yhteen tärkkelysliimalla. Fluting on aina valkaisuamatonta. Laineria on sekä valkaisuamatonta että sellaista, jossa pinta on valkaistu. Laskelmat on tehty valkaisuamattomalle lainerille. Jos käytetään pintavalkaistua laineria, energiantarve on suurempi massan valmistuksessa ja syntyy orgaanisia klooripäästöjä. Tällöin myös tuote sisältää klooria, joten poltossa voi syntyä kloorivetyypäästöjä.

Aaltopahvin pääasiallisin käyttökohde ovat kuljetuspakkausten kartongit. Vuonna 1990 aaltopahvin kierrätysaste oli Ruotsissa n. 70 %.

Aaltopahvin laskelmat perustuvat liitteen 3/7 virtauskaavioon.

Aaltopahvin mahdollista kestävyiden vähenemistä ei ole otettu huomioon, kun kierrätysaineksen määrä lisääntyy. Aaltopahvin on oletettu sisältävän 70 % laineria ja 30 % flutingia laskelmissa. Lisäksi on oletettu, että keräyspahvia käytetään sekä lainerissa että flutingissa, samassa suhteessa kuin uudessa tuotteessa. Laskelmissa aaltopahvin kuivapitoisuutena on käytetty 93 %.

Energiantarve ja päästöt

Aaltopahvin valmistuksessa tarvittava energiaa koostuu osittain prosessi- ja kuljetusenergiasta, osittain materiaaliin sidotusta energiasta. Puuraaka-aineen energia on osittain sidottuna valmiissa materiaalissa, osittain se on kuorissa ja mustalipeässä, jotka poltetaan ja energia käytetään prosessien ajamiseen. Aaltopahvin energiantarve on laskettu prosessienergian, kuljetusenergian ja valmiiseen laineriin ja fluting:iin sidotun energian summana. Kiertokuidun energiasisältö on vähennetty pois. Valmiiseen materiaaliin sidottu energia saadaan suurimmaksi osaksi talteen jätteenpolto-ssa. Prosessienergiatiedot on jaettu massaprosesseihin (märkä sulfaatti-, fluting ja keräyskuituprosessit) ja paperiprosesseihin.

Massan- ja paperinvalmistuksen päästötietoja ei ole ollut saatavissa jaettuna erikseen massa- ja paperiprosesseihin. Päästötiedot koskevat integroitua laineritehdasta ja integroitua flutingtehdasta. Poltosta aiheutuvat ilmapäästöt on jaettu massan- ja paperinvalmistuksen kesken prosessien energiantarpeen mukaan. Vesipäästöt on osoitettu kokonaan massantuotannolle. Vesipäästötiedot ovat peräisin keräyskuitutehtaalta.

Tulokset

Noin 45 % termisestä energiasta saatiin talteen jätteenpoltoissa. Vesipäästöt olivat samat riippumatta siitä, poltettiin materiaali vai sijoitettiin se kaatopaikalle. Poltossa typenoksidipäästöt lisääntyivät hieman kaatopaikkatapaukseen verrattuna. Rikkidioksidille, hiilivedyille ja hiilidioksidille saatiin negatiiviset arvot jätteenpolto- tapauksessa, koska niitä vähennettiin vastaavan öljymäärän poltosta aiheutuvilla päästöillä. Aaltopahvin poltosta ei näitä kolmea päästöä juuri syntynyt.

Termisen energian tarve pieneni enemmän materiaalin- kuin lämmöntalteenotossa verrattuna kertakäyttötapaukseen. Sen sijaan sähköntarve oli melkein sama. Suspensioituneiden aineiden päästöt olivat pienemmät materiaalin kierrätyksessä. Kemiallinen hapenkulutus oli suurempi kierrätyksessä kuin kertakäyttötapauksessa. Ilmapäästöt olivat poikkeuksetta alhaisemmat materiaalinkierrätyksessä kuin kertakäytössä, kun näitä seurasi kaatopaikkasijoitus. Kun edellisiä verrattiin silloin, kun niitä seurasi poltto, tietyt ilmapäästöt lisääntyivät ja toiset vähenivät. Alhaisin energiantarve oli skenaariossa 4; 80 % kierrätys ja jätteiden poltto.

Kuljetusten osuus kokonaisenergiantarpeesta oli hyvin pieni, mutta merkittävä tiettyjen ilmapäästöjen osalta; CO, HC ja NO_x. Kuljetusten aiheuttama ympäristökuormitus ei lisääntynyt kierrätyksessä verrattuna kertakäyttöön.

7.3.8 Tärkkelys

Tärkkelystä käytetään vähäisessä määrin pakkausmateriaalina, sen lisäksi että sitä käytetään paperissa ja kartongissa lisäaineena.

Polyeteenikalvossa voidaan käyttää 6–20 % tärkkelyslisää. Kaatopaikalla tärkkelys hajoaa nopeasti mikrobiologisesti, jolloin polymeerimatriisi höllentyy ja on mahdollista hajottaa. Ns. auto-oksidantteja voidaan lisätä tärkkelyksen lisäksi, ja hajoamisaikaa voidaan näin lyhentää sadoista vuosista neljään vuoteen. Tärkkelyksestä voidaan eräiden orgaanisten aineiden kanssa muodostaa biologisesti hajoavia kalvoja. Tärkkelyksen määrä tämän tyyppisissä tuotteissa on n. 50–60 %.

Sekä kalvoa että kovia kertakäyttötuotteita voidaan valmistaa lähes sataprosenttisesta tärkkelyksestä. Pieniä glyseroli- tai sorbitolilisiä käytetään lisäaineina, jotta tuote säilyisi muuttumattomana. Paisutettuja tärkkelyslastuja voidaan valmistaa puhtaasta tärkkelyksestä, tai tärkkelyksestä, johon on lisätty polyvinyylialkoholia, ja käyttää irtotäyttemateriaalina iskuja vaimentamaan. Tällainen perunatärkkelyksestä valmistettu tuote on otettu laskelmien lähtökohdaksi. Popcornia voidaan käyttää samaan tarkoitukseen.

Tärkkelyksen laskelmat perustuvat liitteen 3/8 mukaiseen virtauskaavioon.

Tulokset

Noin 75 % termisestä energiasta saatiin talteen jätteenpoltossa. Sähkönkulutus oli sama poltossa ja kaatopaikkatapauksessa. Polttoon liittyvät päästöt olivat pienemmät – välillä jopa negatiiviset – jätteenpolttopapauksessa kuin kaatopaikkatapauksessa, koska päästöjä oli vähennetty vastaavan öljypolton päästöillä. Typenoksidien päästöt olivat jokseenkin samat molemmissa tapauksissa. Jätteenpoltto ei vaikuttanut ammoniakkipäästöihin, sillä ammoniakkia käytetään pääasiassa lannoitteen valmistukseen. Jätteiden määrä väheni kun jätteet poltettiin.

Verrattuna kertakäyttötapaukseen, jossa jätteet poltettiin, termisen energian tarve oli suurempi uudelleenkäyttötapauksessa, jos jätteet vietiin kaatopaikalle, mutta pienempi jos jätteet poltettiin. Alhaisin ympäristökuormitus ja energiantarve oli skenaariossa 6, uudelleenkäyttö ja jätteiden poltto.

Kuljetusten osuus energiankulutuksesta oli melko pieni sekä kertakäyttö- että uudelleenkäyttötapauksessa. Sen sijaan typenoksideista, hiilimonoksidista, hiilivedyistä ja hiukkasista kuljetusten osuus oli merkittävä, jopa yli 50 %.

7.3.9 Nestepakkauskartonki

Nestepakkauskartonki koostuu polyeteenipinnoitetusta kartongista, ja sitä käytetään etupäässä maitopakkausissa. On olemassa myös nestepakkauskartonkeja, jotka on päällystetty lisäksi alumiinikerroksella. Tällaiset kartongit ovat tiiviimpiä ja niitä käytetään tuoremehuilla ja maitotuotteilla, joiden tulee säilyä pitkään. Maitokartonkipakkaus on kahta eri mallia, tiiliskivi- ja harjakattopakkaus. Tiiliskivipakkaus koostuu valkaisemattomasta kartongista ja polyeteenistä, ja on kevyempi kuin harjakattopakkaus, jossa on valkaistua kartonkia. Laskelmat koskevat tiiliskivipakkauskiin käytettävää kartonkia, jossa on polyeteeniä.

Laskelmat perustuvat liitteen 3/9 mukaiseen virtauskaavioon ja ulottuvat puhdistettuun laminaattiin asti, joka on toimitettu meijerille. Laminaatin valmistuksessa syntyvää hukkaa ei ole otettu huomioon, koska se kierrätetään erilaisia tarkoituksia varten. Jopa alumiinipinnoitteen nestekartongin kuituja voidaan kierrättää.

Tulokset

Noin puolet termisestä energiasta saatiin talteen käytetyn kartongin poltossa. Osa ilmapäästöistä oli pienempiä jätteenpoltossa kuin kaatopaikkatapauksessa kierrätys-skenaariossa, johtuen öljypolton päästöjen vähenemisestä. Tästä syystä myös rikkidioksidi- ja hiilidioksidipäästöistä saatiin negatiiviset. Typenoksidipäästöt olivat jätteenpoltossa suuremmat kuin kaatopaikkatapauksessa. Vesipäästöt olivat samat

näissä tapauksissa, paitsi COD, joka oli hieman pienempi jätteenpolttotapauksessa, öljypolton päästöjen vähenemisestä johtuen.

Verrattuna kertakäyttötapaukseen, jossa jätteet poltetaan, energian tarve oli suurempi kierrätystapauksessa, jos jätteet vietiin kaatopaikalle, mutta pienempi jos jätteet poltettiin. Sähkönkulutus oli kierrätyksessä suurempi, koska suurin osa energiantarpeesta saatiin sähköstä. Tiettyt päästöt lisääntyivät ja toiset vähenivät kierrätyksessä verrattuna kertakäyttötapaukseen. Jos myös kierrätyksessä erotettu muovi poltettaisiin jätteiden lisäksi saataisiin pienin termisen energian tarve.

Kertakäyttötapauksessa, jossa jätteet vietiin kaatopaikalle, kuljetusten osuus oli n. 60 % CO-päästöistä ja n. 30 % NO_x-päästöistä. Kierrätystapauksessa, jossa jätteet vietiin kaatopaikalle, kuljetusten osuus oli n. 80 % CO-päästöistä ja n. 60 % NO_x-päästöistä. Muista päästöistä tai energiankulutuksesta kuljetusten osuus oli melko mitätön.

Kuljetusten ympäristökuormitus oli kierrätyksessä suurempi kuin ilman kierrätystä. Laskelmissa oli oletettu, että kaikki talteenotettu kartonki kuljetetaan talteenottolaitoksesta kuorma-autolla, mikä on ehkä epärealistista, jolloin kierrätyksestä nyt saatu kuva olisi aivan liian negatiivinen Tillmanin ym. mukaan.

7.4 Ruotsin pakkausselvityksen johtopäätökset

Yleisenä johtopäätöksenä Tillman ym. ovat todenneet, että energiantarve ja päästöt vähenevät, jos pakkausmateriaaleja kierrätetään tai käytetään uudelleen. Lisäksi palavan materiaalin, jota ei kierrätetä tai käytetä uudelleen, energiasisältö tulisi käyttää hyväksi polttamalla.

Seuraavassa on tarkasteltu lyhyesti Tillmanin ym. kustakin materiaalista tekemiä johtopäätöksiä.

Alumiinin energiantarve ja päästöt pienenevät merkittävästi, jos materiaali kierrätetään. Alumiini tulisi Tillmanin ym. mukaan kierrättää niin hyvin kuin se käytännöllisesti on mahdollista. Laminaateissa olevaa alumiinikelmua on kuitenkin vaikeaa kierrättää. Tietty ympäristöhyöty saadaan, jos se poltetaan kaatopaikalle sijoittamisen sijaan.

Sekä **teräksen** että **pellin** (tinattu pelti) kierrätys vähentää ympäristökuormitusta ja energiantarvetta. Pellin kierrätyksessä on käytännön ongelmia, sillä tinapitoisuus rajoittaa sulatusta.

Lasin kierrätyksestä saadaan tietty energiantarpeen ja päästöjen pienennys verrattuna neitseellisistä raaka-aineista valmistukseen. Samalla kun raaka-aineiden otto luonnosta vähenee, myös jätemäärä pienenee. Paljon suuremmat säästöt saadaan, jos lasi käytetään uudelleen. Tämä johtopäätös pitää Tillmanin ym. mukaan paikkansa, vaikka otetaan huomioon se, että palautuspakkaus painaa enemmän kuin lasinen kertakäyttöpakkaus.

Molempia **polyeteenityyppejä**, **LDPE:tä**, jota käytetään kalvoissa ja **HDPE:tä**, jota käytetään muotoon puhalletuissa tuotteissa kuten pulloissa, voidaan kierrättää. HDPE:n kierrätys vähentää päästöjä ja termisen energian kulutusta, mutta lisää marginaalisesti sähköntarvetta. Sen sijaan uudelleenkäyttö vähentää kauttaaltaan sekä päästöjä että

energiantarvetta. LDPE:n kierrätys vähentää päästöjä ja energiantarvetta. Yleisenä ongelmana on laadun heikkeneminen kierrätyksessä, esimerkiksi eri värien sekoittuminen, joka on ratkaistavissa värjäämällä kierrätystuote mustaksi. Myös erilaisia käyttöominaisuuksia antavat muovien lisäaineet voivat aiheuttaa erotteluongelmia.

Paisutettua polystyreeniä (EPS) voidaan kierrättää ja muuttaa tavalliseksi polystyreeniksi, jota käytetään esineissä kuten ripustimissa. Vaikka EPS on hyvin tilaa vievää, sitä voi kuljettaa kuorma-autolla talteenottoon 3600 km ennen kuin polttoaineenkulutus ylittää muovin lämpöarvon. Päästöissä laskettuna matkasta tulee lyhyempi. Lyhyin matkasta tulee (300 km) laskettaessa typenoksidimäärää, joka aiheutuu kuljetuksesta verrattuna määrään, joka syntyy kertakäyttötapauksessa, jossa on jätteiden poltto.

Puupakkausten materiaalia ei voi kierrättää, sen sijaan niitä kannattaa käyttää uudelleen. Näin myös tehdään suuressa määrin esimerkiksi kuormalavoille. Ympäristökuormitus ja energiantarve pienenevät, jos suurempi osa kertakäyttöpakkauksista ja hylätyistä palautuspakkauksista toimitettaisiin jätteenpolttoon. Useimmiten ne ovat kuljetuspakkauksia, jotka kulkevat teollisuusjätteiden mukana, jonka vuoksi suhteellisen pieni osa niistä poltetaan Ruotsissa.

Aaltopahvia kierrätetään Ruotsissa jo nykyisin suuressa mittakaavassa. Kaupoista keräilylle on olemassa toimiva järjestelmä. Aaltopahvia kierrätettäessä säästetään paljon energiaa verrattaessa neitseellisistä raaka-aineista valmistukseen. Happeakuluttavien aineiden (COD) määrä lisääntyy kierrätyksessä, kun taas suspendoituneiden aineiden päästöt vähenevät. Ilmapäästöt ovat kauttaaltaan alhaisemmat materiaalin kierrätyksessä kuin kertakäytössä, kun näitä seuraa kaatopaikkasijoitus. Sen sijaan tietyt ilmapäästöt lisääntyvät ja toiset vähenevät verrattaessa kertakäyttöä kierrätykseen, kun näitä seuraa poltto. Kierrätyksen ulkopuolelle jäävän aaltopahvin poltto on parempi vaihtoehto kuin sen sijoittaminen kaatopaikalle.

Tärkkelyksen käyttö iskuavaimentavana täytemateriaalina on uusi pakkaussovellutus. Materiaalin valmistamiseen kuluu prosessienergiaa suhteellisen vähän, minkä vuoksi suuri osa termisestä energiasta voidaan ottaa talteen poltossa. Uudelleenkäyttö ja uudelleenkäyttämättömän osan poltto vaativat vähemmän energiaa ja tuottavat vähemmän päästöjä kuin kertakäyttö ja poltto, mutta uudelleenkäyttö olisi todennäköisesti sekä tilaa vievää että epäkäytännöllistä. Tuotteen ajatellaan kilpailevan muiden irtotäytemateriaalien kanssa. Vertailu paisutetun polystyreenin kanssa osoittaa, että tärkkelyksellä on alhaisempi energiantarve sekä hiilivety- ja rikkidioksidipäästöt. Sen sijaan keinolannoitteen valmistus aiheuttaa ravitsevien aineiden päästöjä veteen.

Nestekartongille ei saada selvää eroa vaihtoehtoisissa, joissa materiaali käytön jälkeen poltetaan tai sen kuitusisältö kierrätetään. Termisen energian kulutus vähenee ja sähkönkäyttö lisääntyy siksi, että siinä kierrätysprosessissa josta tiedot olivat peräisin käytetään sähköä energianlähteenä. Kierrätyksessä typenoksidipäästöt pienenevät jonkin verran, kun taas hiilivety- ja hiilidioksidipäästöt lisääntyvät. Tämä johtuu osittain lisääntyneestä kuljetustyöstä kierrätyslaitokselle, sekä siitä, että muovia ei ole oletettu kierrätettävän. Lisäksi on oletettu kuljetettavan kierrätetyt kuidut kuorma-autolla.

7.5 Mallin laskentaperusteiden ja tulosten arviointi

Raportti "Miljöbedömning av förpackningsutredningens slutsatser" (Baumann ym. 1992) on esiselvitys, jonka tarkoitus on täydentää Pakkausselvityksen liitteen (Tillman ym. 1991) laskelmia. Raportissa on arvioitu Chalmersin mallin lähtöaineistoa, metodiikkaa ja ympäristökuormitusten aiheuttamia ympäristövaikutuksia. Esiselvityksen laadintaan, samoin kuin myös sitä seuranneen loppuraportin "Miljömässiga skillnader mellan återvinning/ återanvändning och förbränning/ deponering" (Baumann ym. 1993) laadintaan ovat osallistuneet Industriförbundet, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning IVL, Chalmers Industriteknik CIT ja Chalmers tekniska högskola.

Seuraavassa on selostettu esiselvityksen "Miljöbedömning..." (Baumann ym. 1992) johtopäätöksiä.

Ympäristökuormitus

Esiraportissa päädyttiin samaan johtopäätökseen kuin Tillmanin ym. selvityksessä: kierrätyksestä aiheutuu yleensä alhaisempi ympäristökuormitus kuin poltosta. Silti jotkut päästöt voivat olla pienempiä poltossa. Epäilyttävänä pidettiin sitä, voiko nestepakkauskartongin kierrätys olla ympäristöystävällisempää kuin sen poltto.

Pakkausmateriaalien uudelleenkäyttö on kierrätystä parempi vaihtoehto aina kun se vain on mahdollista, esimerkiksi lasilla ja HDPE:lla.

Tutkituista pakkausjärjestelmistä on todettiin, että ei voida yksiselitteisesti ratkaista, mitkä maidon ja kodinkoneiden pakkausjärjestelmät aiheuttavat alhaisimman ympäristökuormituksen yhteensä. Erilaisten vaihtoehtojen ympäristökuormitusprofiilit olivat täysin erilaisia.

Osa tuloksiin johtaneista tekijöistä oli epävarmoja. Oletukset ja kannanotot olivat varovaisia siinä mielessä, että palautusjärjestelmää käsiteltiin pikemmin epäsuopeasti kuin suopeasti.

Suurimmat epävarmuustekijät liittyvät päästöihin, jotka vältetään korvaamalla jätteenpoltosta saatavalla lämmöllä muista laitoksista saatavaa lämpöä. Näiden päästöjen rooli riippuu osittain selvityksen järjestelmän rajauksesta, mikä on menetelmäkysymys, ja osittain siitä, mitä polttoainetta jäte korvaa, mikä taas riippuu yhteiskunnallisista oloista. Näiden päästöjen syvällisempi tarkastelu johtaisi Baumannin ym. (1992) mukaan todennäköisesti siihen, että uudelleenkäyttö ja kierrätys olisivat parempia vaihtoehtoja kuin miltä ne pakkausselvityksessä näyttävät.

Ympäristöön vaikuttavia tekijöitä on merkittävästi enemmän kuin ympäristökuormitusprofiileissa on esitetty. Täydellisempi kuva ympäristökuormituksesta saataisiin, jos laskelmiin sisällytettäisiin useampia tekijöitä.

Kaatopaikoilla tapahtuvan hajoamisen ja saasteiden suotautumisen ympäristökuormituksen määrittämiseen liittyy paljon epävarmuustekijöitä.

Kotimaan kuljetusten osuus elinkaarten kokonaisenergiantarpeesta on Baumannin ym. (1992) mukaan pieni, vaikka materiaalia kierrätettäisiin. Hiilimonoksidi- ja typenoksidipäästöistä voivat kotimaan kuljetukset aiheuttaa kuitenkin yli 30 %. Ulkomaan kuljetuksilla voi olla suuri merkitys jopa energiantarpeesta.

Lisääntynyt kierrätys ja uudelleenkäyttö lisäävät kierrätetyn materiaalin kuljetuksia. Samalla kuitenkin mm. neitseellisen raaka-aineen kuljetukset vähenevät. Esimerkiksi alumiinin kierrätyksen kuljetuksista aiheutuu alhaisempi yhteenlaskettu ympäristökuormitus kuin kertakäyttöpauksen kuljetuksista.

Ympäristövaikutusten arviointi

Raportissa (Baumann ym. 1992) on arvioitu **alumiinin** ja **HDPE:n** ympäristövaikutukset kolmella eri arviointimenetelmällä. Nämä arviointimenetelmät olivat ruotsalaisen IVL:n EPS-malli, hollantilaisen CML:n "Environmental themes"-malli (ks. taulukko 12, kpl 6.5) ja sveitsiläisen Buwal:n "Ekologinen niukkuus"-malli (raportti no. 133, Ahbe ym. 1990). Alumiinille kierrätys oli ympäristön kannalta parempi vaihtoehto kuin poltto kaikilla arviointimenetelmillä. HDPE:lle erilaiset menetelmät antoivat suuresti eriävät tulokset.

Raportissa on arvioitu myös kahden **maitopakkausjärjestelmän** ympäristövaikutukset. Arvioinnit eivät osoittaneet kumpaakaan niistä yksiselitteisesti ympäristön kannalta parhaaksi. Järjestelmien väliseksi eroiksi tuli pieniä kaikilla arviointimenetelmillä. Koska näiden pakkausjärjestelmien ero on pieni, on todennäköisesti motivoivampaa optimoida kumpaakin järjestelmää itseään kuin valita valmiiden järjestelmäratkaisujen välillä.

Arvioinneista saatuja tuloksia ei pidä pitää lopullisina, sillä yhtäkään käytetyistä arviointimenetelmistä ei ole kehitetty valmiiksi. Erilaisten saasteiden arvioimisessa käytetyt ympäristöindeksit ovat alustavia. Myöskään ympäristökuormituksen laskemisessa käytetty menetelmä ei ole valmis ja käytetyissä lähtötiedoissa on epävarmuutta. Epävarmuus on säännönmukaisesti suurempi arvioitaessa ympäristöseuraamuksia kuin laskettaessa ympäristökuormitusta.

Kolmella käytetyllä arviointimenetelmällä on erilaisia lähtökohtia ympäristöindeksin laskemisessa. Ympäristöindeksi on siten erilainen eri menetelmillä. Pääasiallisin ero on typenoksidien arvioinnissa. EPS-järjestelmässä 1 kg typenoksideja vastaa 40 kg rikkidioksidia. Kahdessa muussa menetelmässä 1 kg typenoksideja vastaa 0,7–2 kg rikkidioksidia.

Huolimatta suurista epävarmuuksista käytetyissä ympäristövaikutusten arviointimenetelmissä ja erilaisista lähtökohdista, oli saaduissa alumiinin ja maitopakkausten tuloksissa yhdenmukaisuutta.

Koska kuorma-autokuljetusten osuus elinkaarten typenoksidipäästöistä on suhteellisen suuri, näiden kuljetusten merkitys olisi todennäköisesti suurempi EPS-järjestelmällä arvioitaessa kuin miltä ympäristökuormituslaskelma näyttää. Kuorma-autokuljetusten merkitys olisi todennäköisesti suurempi myös arvioinnissa, jossa otetaan huomioon maantieteelliset tekijät.

Raportissa (Baumann ym. 1992) on painotettu, että raportti käsittelee ja valaisee esimerkein vain katsauksen omaisesti tärkeitä kysymyksenasetteluita pakkausten ympäristövaikutuksiin liittyen. Syventäviä selvityksiä tarvitaan useammille pakkausmateriaaleille, -tyypeille ja -järjestelmille, jotta saadaan asiallinen ja kattava pohja päätöksille, jotka koskevat erilaisten pakkausmateriaalien talteenottoa ja ennen kaikkea erilaisia pakkausjärjestelmiä.

Loppuraportissa "Miljömässiga skillnader..." (Baumann ym. 1993) esitettiin joillekin Tillmanin ym. (1991) tutkimille pakkausmateriaaleille sekä myös sanomalehdelle eri skenaarioiden paremmuusjärjestys ympäristön kannalta:

Sanomalehti:	Kierrätys \geq poltto > kaatopaikka
Aaltopahvi:	Poltto = kierrätys > kaatopaikka
Teräs:	Kierrätys > kaatopaikka
Lasi:	Uudelleenkäyttö > kierrätys > kaatopaikka
Polyeteeni:	Kierrätys \geq poltto > kaatopaikka
Puu:	Uudelleenkäyttö = poltto > kaatopaikka

Baumann ym. ovat todenneet, että kierrätyksen ja polton paremmuus toisiinsa nähden riippuu vallitsevasta energiantuotantotavasta ja ympäristövaikutusten arvottamistavasta. Jos jätteenpoltto, johon sisältyy energiantalteenotto, kilpailee fossiilisilla polttoaineilla tuotetun energian kanssa, voi jätteenpoltto olla parempi vaihtoehto kuin kierrätys. Jos taas poltto kilpailee hukkalämmön tai biopolttoaineella tuotetun energian kanssa on kierrätys todennäköisesti parempi vaihtoehto.

Baumann ym. (1993, s. 140) ovat myös todenneet, että pitkät kuljetusmatkat eivät näytä vaikuttavan kovin paljon heidän tuloksiinsa. Heillä on kuitenkin vielä tarkoitus tutkia kuljetuksia tarkemmin. He ovat myös todenneet, että tuloksiin liittyy paljon epävarmuustekijöitä, jotka johtuvat enimmäkseen epävarmuudesta siitä, miten päästöt vaikuttavat ympäristöön.

Omaa kritiikkiä

Chalmersin malli on hyvin yksinkertainen, selkeä esitystavaltaan ja havainnollinen virtauskaavioineen.

Baumannin ym. (1993) edellä esittämään luetteloon voisi lisätä vielä alumiinin skenaarioiden järjestyksen, joka näytti olevan seuraava:

Alumiini: Kierrätys > poltto > kaatopaikka.

Ruotsin pakkausselvityksen elinkaarimallin (Tillman ym. 1991) perusteella eri pakkausjätteiden käsittelyvaihtoehdot voidaan yleensä asettaa seuraavaan järjestykseen pienimmän energiankulutuksen ja ympäristökuormitusten mukaan:

1. Uudelleenkäyttö.
2. Materiaalin talteenotto ja kierrätys.
3. Poltto ja energiasisällön hyödyntäminen.
4. Kaatopaikkasijoitus.

Kaikissa tapauksissa järjestys ei aina ole sama eikä kaikki skenaariot ole mahdollisia kaikille materiaaleille.

Pakkausmateriaalien keräilyyn vaikutuksia kierrätyksessä ei ole juuri Chalmersin mallissa tarkasteltu. Vain teräspellille ja aaltopahville on arvioitu erikseen keräilykuljetus, muille materiaaleille on arvioitu suurempi luku kuljetukselle kierrätyslaitokseen. Tillman piti keräilykuljetusta merkityksettömänä muihin raaka-aineiden kuljetuksiin nähden, sekä kuljetusten arvioimiseen liittyviin epävarmuustekijöihin nähden (Vertanen 1993). Suomen lasipakkausten elinkaarilaskelmasta (luku 8) saatiin saman suuntaisia tuloksia. Joissain tapauksissa keräyksen ja siihen liittyvien

kuljetusten merkitys saattaa olla kuitenkin suurempi, jonka vuoksi näitä kuljetuksia ei saisi jättää huomioon ottamatta.

Mallin kuljetusten energiakertoimet ovat hyvin yleistäviä. Ne on laskettu tilastoihin perustuen. Esimerkiksi kuorma-autojen paino voi vaihdella kolmesta n. 20 tonniin ja tästä aiheutuu jo aika suuri ero kuljetuksen päästöihin ja energiankulutukseen. Kuorman kanssa auton paino voi olla jopa 60 t. Kuljetuksia tulisi tarkastella tarkimman saatavissa olevan tiedon mukaan. Chalmersin mallin kertoimilla on kuitenkin helppo laskea erilaisten kuormien ja matkojen vaikutuksia ja ne sopivat varsinkin tapaukseen, jossa ei tiedetä tarkkaan kuljetusvälineen ja kuljetustapahtuman ominaisuuksia.

Malli kattaa kohtuullisen hyvin pakkausten elinkaaret lähtien raaka-aineiden louhimisesta aina lopulliseen hylkäykseen asti sisältäen pääasialliset kuljetukset, energian kulutukset sekä päästöt ja jätteet. Elinkaaren vaiheista on kuitenkin systemaattisesti jätetty huomioon ottamatta pakkauksen valmistusvaihe (paitsi lasin ja polyeteenin osalta) sekä täyttö, jakelu- ja käyttövaiheet kokonaan. Tämä on kuitenkin ymmärrettävää, koska mallissa on tarkasteltu pakkausmateriaaleja eikä yksittäisiä pakkausratkaisuja ja -järjestelmiä.

Mallin lähtöolettamukset eivät perustu nykyhetkeen vaan ehkä jopa hieman optimistiseen tulevaisuuteen. Esimerkiksi jätteenpolton laskelmissa (ks. kohta 7.5.3) on käytetty lähtöoletuksena "edistyksellistä" savukaasujen puhdistustekniikkaa, vaikka kolmanneksella (7 laitosta 23:sta) laitoksista tällaista ei vielä ainakaan ole. Tekstissä ei ole ilmoitettu kuinka suuren osan poltettavan jätteen kokonaismäärästä ne 16 laitosta polttavat, joilla on "edistyksellinen" savukaasujen puhdistus. Tulokset antavat siis puhtaamman kuvan päästöjen määrästä kuin mitä todellisuus ainakin tällä hetkellä on.

Laskennassa käytetyt materiaalien kierrätys- ja uudelleenkäyttöasteet ovat korkeammat kuin mitä ne todellisuudessa tällä hetkellä ovat. Kierrätys on tosin lisääntynyt vuosi vuodelta. Esimerkiksi lasin kierrätys vuonna 1986 oli Ruotsissa n. 15 % (kotitalouksista talteenotettu 22 000 t/ 150 000 t tuotanto ja tuonti), minkä jälkeen se on melko tasaisesti kasvanut ja oli vuonna 1991 n. 44 % (57 000 t/ 130 000 t) (Svenska Renhållningsverks... 1992). Laskelmien lähtöoletuksena esimerkiksi lasille käytetty 70 % talteenottoaste on tähän nähden melko korkea, mutta mahdollisesti saavutettavissa muutamien vuosien kuluttua (n. 5 vuoden kuluttua jos kierrätys lisääntyy samaan tahtiin).

Jätteenpolton tehollisena hyötysuhteena käytetty 90 % vaikuttaa korkealta.

Kaikkia tietoja Chalmersin mallissa ei ole selvitetty kovin yksityiskohtaisesti. Monet tiedot perustuvat oletuksiin tai muiden tekemiin elinkaariselvityksiin, mm. sveitsiläisen Buwal:n raporttiin (Habersatter ja Widmer 1991). Tällaisia seikkoja voitaisiin tutkia tarkemmin, sillä niistä luonnollisesti aiheutuu laskelmiin virhettä. Perusteellinen elinkaariselvitys vie kuitenkin hyvin paljon aikaa, jopa useita vuosia Sundströmin mukaan (ks. kohta 6.2). Baumannin ym. (1993) mukaan Chalmersin las-kentamallia (Tillman ym. 1991) ja siihen liittyviä selvityksiä (Baumann ym. 1992, 1993) parantamalla tuloksista voitaisiin saada luotettavampia. Nämä kaikki selvitykset yhdessä muodostava ilmeisesti laajimman aiheesta tehdyn tutkimuksen tähän mennessä.

7.6 Mallin soveltuvuus Suomen olosuhteisiin

Ruotsin pakkausselvityksen elinkaarimallin (Tillman ym. 1991) laskentaperusteita voidaan soveltaa Suomeen tai käyttää menetelmän kehittelyn pohjana, jos esimerkiksi Suomessa tehdään vastaavat laskelmat pakkausmateriaaleille. Lähtötiedot tulee tällöin kuitenkin selvittää suomalaisista prosesseista. Jos jotain laskelmissa tarvittavaa tietoa ei Suomesta jostain syystä saa, on tarkkaan harkittava tapauskohtaisesti, voisiko esimerkiksi Tillmanin ym. selvityksen tietoja käyttää. Hieman epävarma tieto voi olla parempi kuin ei mitään tietoa, mutta täydellisen väärä tieto voi johtaa virheellisiin päätelmiin. Herkkyysanalyysillä voitaisiin tutkia lähtötietojen vaikutuksia lopputulokseen ja tulosten perusteella arvioida, tulisiko jokin tieto selvittää yksityiskohtaisesti.

Jos vastaavaan tutkimukseen ryhdytään Suomessa, voisi tiedot selvittää kenties hieman yksityiskohtaisemmin ja perusteellisemmin. Tillmanin ym. selvityksestä on kuitenkin apua laskelmiin ryhdyttäessä, kun on jo malli siitä, minkälaisia tietoja tulee hankkia ja mitä suuruusluokkaa arvojen tulisi todennäköisesti olla. Prosessit ovat myös osittain erilaisia Suomessa, jonka vuoksi täytyy luonnollisesti selvittää myös minkälaisia vaihteita Suomessa elinkaariin liittyy.

Chalmersin mallissa esitettyjen päästökertoimien paikkansapitävyyttä Suomessa on myös syytä arvioida. Esimerkiksi kuljetuksille voisi käyttää tarkinta tietoa mitä on saatavissa. Suomen lasipakkausten elinkaarianalyysin esimerkkilaskelmaa varten tutkittiin erilaisia kuljetusmalleja ja laskelmissa käytettiin kierrätyksen kuljetuksille tarkinta saatua tietoa (kohta 8.4).

Selvityksen lähtökohtia olisi myös syytä pohtia. Halutaanko selvittää tulevaisuuden tilannetta esimerkiksi 10 vuoden kuluttua esimerkiksi EY:n hyötykäyttötavoitteita silmällä pitäen, vai nykyistä tilannetta? Ajankohta vaikuttaa mm. teknisen tason valintaan ja hyötykäyttöasteiden asettamiseen. Suomen lasipakkauksia koskevissa laskelmissa (kohta 8) on käytetty nykytilanteeseen perustuvia tietoja.

Seuraavassa on selostettu muutamia pääseikkoja, miltä osin mallin oletukset pätevät myös Suomessa ja miten ne poikkeavat.

Yhtäläisyydet

Suomella ja Ruotsilla on suunnilleen sama tekninen taso, suunnilleen samanlaiset ympäristöolosuhteet, ilmasto-olosuhteet ja ympäristötietoisuuden taso.

Poikkeavuudet

Chalmersin malli perustuu jätteenpolttoon, energian talteenottoon ja kaukolämpöön. Suomessa on vain yksi yhdyskuntajätteen jätteenpolttolaitos tällä hetkellä, Turussa. Mallin polttoskenaariolla ja oletuksella, että jätteenpoltto korvaa öljypolttoa ei siis ole juuri käyttöä Suomessa, ainakaan tällä hetkellä.

Ruotsin energijakauma on erilainen kuin Suomessa. Suomen sähköntuotanto on saastuttavampaa, koska se perustuu suuremmassa määrin fossiilisiin polttoaineisiin.

Ruotsin asukas- ja ilmeisesti myös jätemäärät ovat noin kaksinkertaiset Suomeen verrattuna. Esimerkiksi erilaisilla kierrätysjärjestelmillä on Ruotsissa siten mahdollisuus saada enemmän materiaalia talteen, jolloin kierrätyksen toteuttaminen on perustellumpaa.

Materiaali- ja prosessikohtaiset poikkeavuudet:

Alumiini: Suomessa ei ole vastaavaa – eikä minkäänlaista – alumiini-tölkkien keräilyjärjestelmää kuten Ruotsissa. Suomessa alumiinin käyttö pakkauksissa on vähäisempää (juomapakkauksissa lähes olematonta) ja alumiinipakkausjätteet joutuvat pääasiallisesti kaatopaikalle. Suomessa ei ole alumiinin tuotantoa bauksiitista kuten Ruotsissa. Kuusankoski Oy:llä on alumiiniromua raaka-aineena käyttävä laitos, joten prosessi on ilmeisesti melko erilainen kuin liitteessä 3/1 esitetty.

Polyeteeni: Suomalainen prosessi poikkeaa liitteessä 3/4 esitetystä ainakin siten, että jalostamon ja krakkauksen välissä ei ole kuljetusta, vaan ne tapahtuvat samassa paikassa. Krakkaukseen liittyy lisäksi puhdistus ja erotus.

Polystyreeni: (Ks. liite 3/5) Suomessa valmistetaan bentseeniä, mutta styreeni-monomeeri ostetaan ulkomailta. Neste valmistaa kolmen tyyppistä polystyreeniä: soluuntuvaa polystyreeniä (PS-E, Tillman ym. (1991) ovat käyttäneet nimitystä EPS), iskunkestävää polystyreeniä (PS-HI) sekä lasinkirkasta polystyreeniä (PS-GP). Kaikkia polystyreenityyppejä käytetään pakkauksissa. Neste on selostanut polystyreenien valmistusta kirjassaan (Neste 1992).

Aaltopahvi: Suomessa kaksi tehdasta tekee flutingia, mutta sitä ei ole näillä tehtailla yhdistetty sulfaattimassan ja lainerin (aaltopahvin päälikerrokset) valmistukseen erotuksena liitteen 3/8 kaavioon.

8 ESIMERKKILASKELMA: LASIPAKKAUSTEN ELINKAARIANALYYSI SUOMESSA

8.1 Yleistä

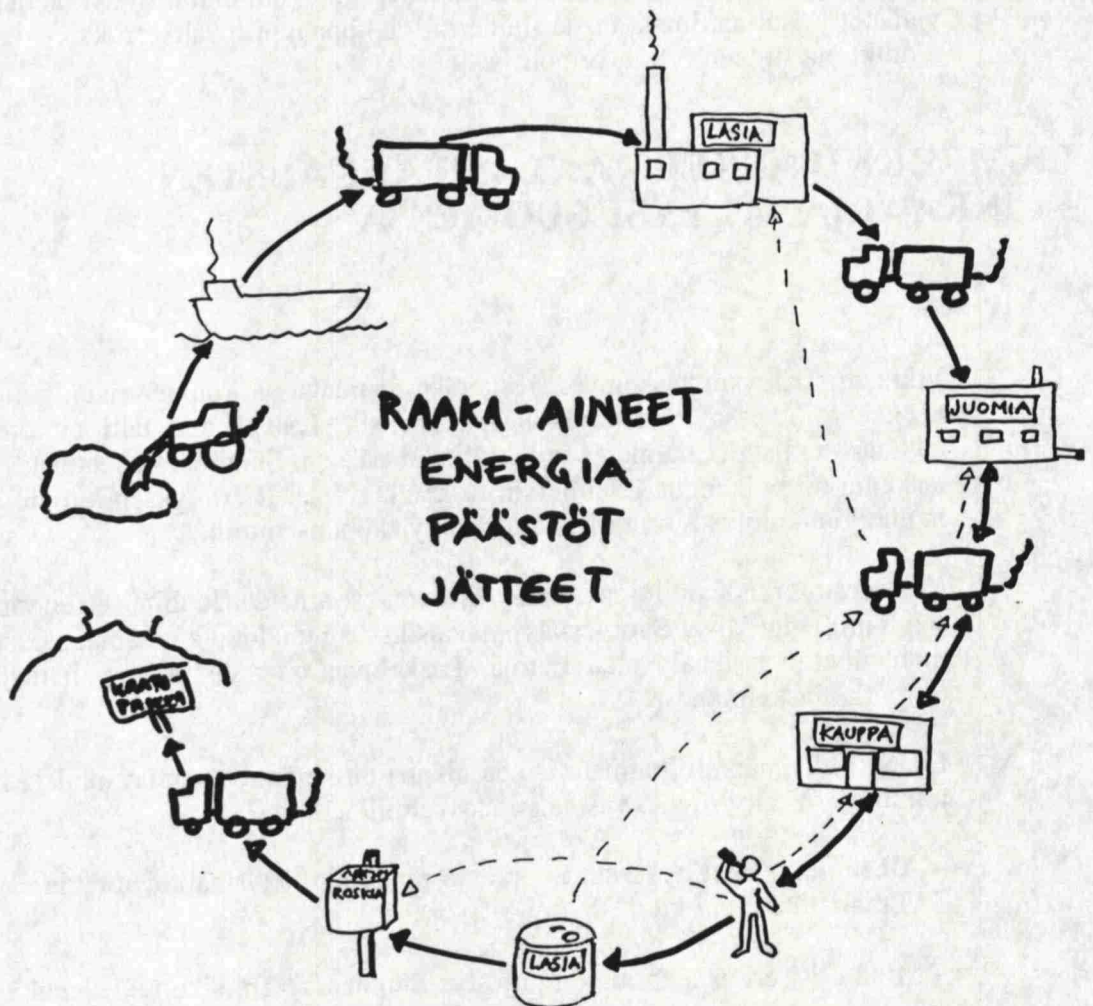
Elinkaarianalyysin laskennasta esitetään seuraavassa konkreettinen esimerkki, joka koskee Suomessa käytettäviä lasipakkauksia. Laskennan malli on otettu Ruotsin pakkausmallista (Chalmers) ja lähtötiedot pääosin Suomen olosuhteista. Eräiltä osin laskenta on poikennut Chalmersin laskentatavasta. Kierrätyksen kuljetusten päästöjä ja energiankulutusta on tarkasteltu yksityiskohtaisemmin.

Koska esimerkiksi pullojen pesun ja lasin raaka-aineiden louhimisen energiankulutuksen lähtötiedot jäivät Suomesta vajaavaisiksi, on jouduttu käyttämään osittain muiden maiden elinkaarianalyysien tietoja. Laskelmaa on näin ollen pidettävä pikemmin esimerkkilaskelmana.

Ennen laskennan aloittamista ja sen aikana on herännyt seuraavanlaisia kysymyksiä, joihin on yritetty löytää vastauksia laskelmilla:

- Aiheutuuko kierrätyksestä Suomessa pitkien kuljetusmatkojen takia enemmän ympäristöhaittoja kuin –hyötyjä?
- Mikä olisi eri skenaarioiden järjestys Suomessa? Tulisiko uudelleenkäyttöä lisätä?
- Kannattaako Suomessa pyrkiä toteuttamaan EY:n pakkausjätedirektiivin tulevat vaatimukset: pakkausjätteiden 90 % hyödyntäminen ja 60 % kierrättäminen?

- Kuinka pitkiä matkoja kannattaa kuljettaa lasia (päästöjen ja energiankulutuksen kannalta)?
- Mitkä ovat lasin lisääntyvien keräyskuljetusten vaikutukset (esimerkiksi YTV:n suunnitelma siirtää lasin kiinteistökohtaiseen keräykseen)?
- Miten lasin paino (esim. eri painoiset pullot) vaikuttaa päästöjen ja energian kulutuksen määrään?
- Onko keräilyastian koko ratkaiseva kuljetusten ympäristökuormitukseen nähden? Periaatteessa jos olisi suurempi astia voisi olla harvemmat tyhjennykset (esim. YTV-alueella on suhteellisen pienet astiat).
- Kumpi osoittautuu kokonaismatkan ja ympäristökuormitusten kannalta merkittävämäksi, alueen sisäinen keräily, vai kuljetus lasinvastaanottopaikkaan? Kaupunkiajon ja maantieajon päästöt ovat erilaiset. Todennäköisesti suurilla alueilla kuten YTV-alue, jotka ovat kohtalaisen lähellä lasin vastaanottoa, keräys on merkittävämpi kuin kuljetus.
- Onko lasin välivarastointi ja murskaus kannattavaa ennen vastaanottajalle toimittamista?



Kuva 5. Lasipakkauksen elinkaarianalyysi.

Lasipakkausten elinkaarianalyysin tarkoitus on ollut selvittää lähinnä erilaisten jätteenkäsittelyvaihtoehtojen materiaali- ja energiataseet. **Vertailtavat skenaariot** ovat:

Skenaario 1. Ei hyötykäyttöä. Lasin valmistuksessa käytetään neitseellisten raaka-aineiden lisäksi prosessista syntyvää sirua 39 % kuluttajan käyttämää lasimäärää kohden, jätteet kaatopaikalle.

Skenaario 2. Lasijätteen 46 % materiaalinkierrätys, 54 % kaatopaikalle. Lasin valmistus kuten edellä, paitsi lisänä keräyslasia 26 % kuluttajan käyttämää lasimäärää kohden, yhteensä sirua 65 %. Lasijätteestä 20 % on käytetty lasivillan valmistukseen.

Skenaario 3. Lasipullojen 97 % uudelleenkäyttö (eli 30 käyttökertaa), 3 % kaatopaikalle. Lasin valmistus kuten skenaariossa 1.

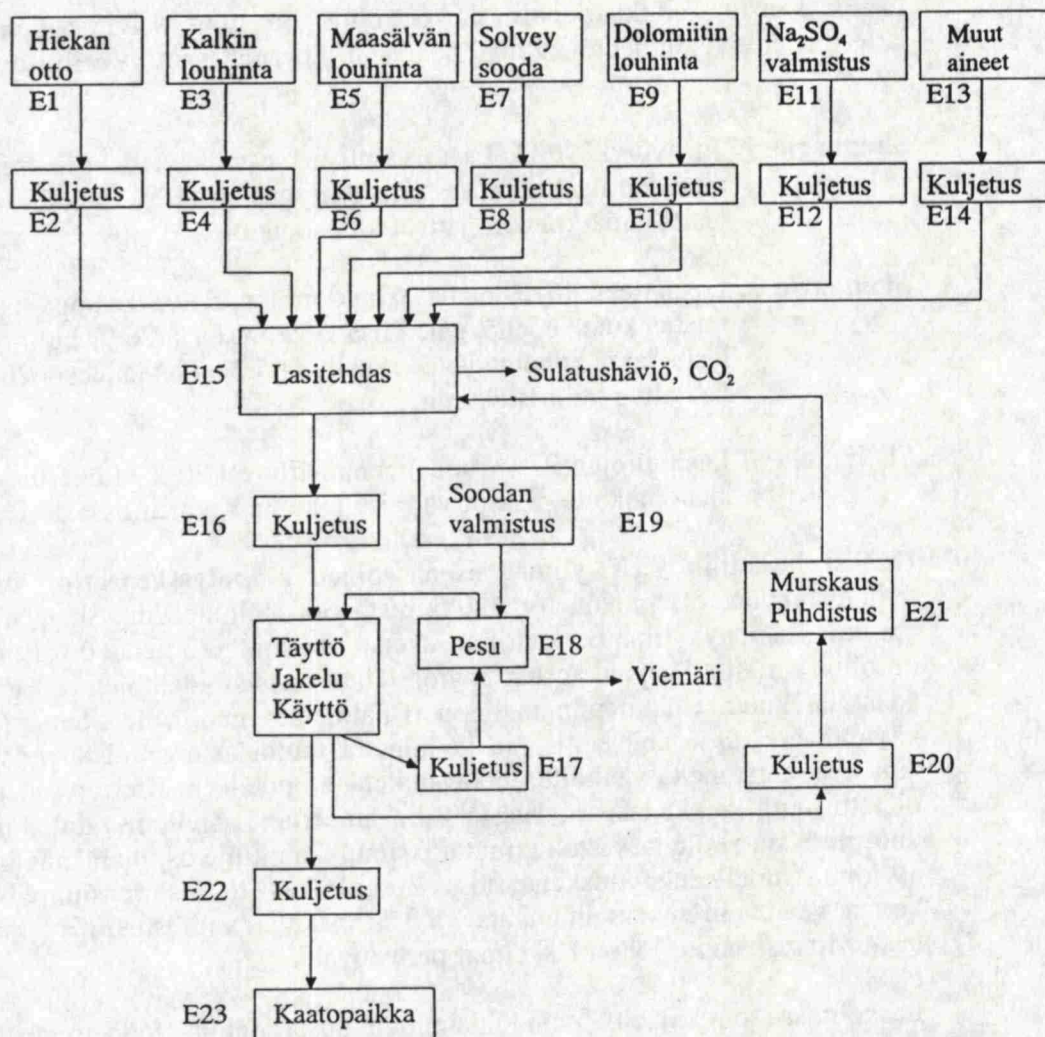
Lisäksi laskettiin vielä ylimääräisenä toinen kierrätyskkenaario, jossa lasijätteen kuljetusmatkaa oli pidennetty 120 km:stä 300 kilometriin. Skenaario 2 perustuu enimmäkseen nykytilanteen tietoihin, skenaarioiden 1 ja 3 tiedot on arvioitu. Tarkoitus on ollut vertailla lasipakkausten käytön jälkeisten vaihtoehtojen energiankulutusta ja päästöjä, kuten Chalmersin mallissa. Chalmersin mallin 1. skenaariossa väitettiin käytettävän 100 % neitseellistä raaka-ainetta, mutta lasin valmistusprosessissa syntyy aina epäonnistuneita yksilöitä, jotka sulatetaan uudelleen. Kierrätyskkenaariossa 2 on oletettu, että kaikki lasi tuodaan YTV:n alueelta. Lasivillan valmistukseen liittyviä kuormituksia ei ole tarkasteltu, mutta lasimurskan kuljetus, murskaus ja puhdistus on arvioitu. Uudelleenkäyttökkenaariossa 3 ei ole laskettu lasin ensimmäistä valmistuskertaa, vaan vain vuosittain uusittavan 3 % osuuden valmistus. Kuvassa 6 on esitetty lasin virtauskaavio, johon laskelmat perustuvat.

Laskelmissa on käytetty mahdollisimman uusia tietoja, jotka perustuvat käytössä olevaan tekniikkaan. Chalmersin mallissa käytettiin parasta käytössä olevaa tekniikkaa. Maantieteellinen alue on Suomi ja lasinkeräyksen alue pääkaupunkiseutu. Puuttuvia tietoja on täydennetty ulkomaisista elinkaaritutkimuksista, lähinnä Ruotsista (Chalmers-malli ja Sundströmin malli). Tarkastelun ajanjakso on pääosin vuosi 1992. Lasin elinkaarta on seurattu raaka-aineiden louhimisesta luonnosta, kuljetusten, valmistuksen ja uudelleenkäytön tai kierrätyksen kautta jätteeksi kaatopaikalle asti.

Pakkauksen täyttö-, jakelu- ja käyttövaiheita ei ole sisällytetty laskelmiin, koska ne ovat suunnilleen samanlaiset riippumatta siitä, onko pakkaus kertakäyttöinen vai uudelleentäytettävä. Kertapakkaukset ovat tosin yleensä kevyempiä, jolloin niiden kuljetus vaatii hieman vähemmän energiaa ja myös päästöt ovat yleensä pienemmät (ks. kohta 8.4.6). Pääomahyödykkeiden, kuten kuljetusvälineiden, valmistusta ei ole sisällytetty laskelmiin.

Laskelmissa on mukana raaka-aineiden ja energian kulutus, sekä päästöt ja jätteet. Lasia on tarkasteltu pakkausmateriaalina, eikä yksittäisinä pakkauksina tai pakkausjärjestelminä, ja sen vuoksi pakkauksen muita osia kuten sulkimia, etikettejä tai esimerkiksi kuljetus- ja ryhmäpakkauksia ei ole tarkasteltu. Elinkaarianalyysi rajoittuu tässä inventointiin ja varsinaisia ympäristövaikutuksia ei ole selvitetty.

Kuljetusten energian kulutusten ja päästöjen laskenta perustuu pääosin Chalmersin malliin (taulukot 14 ja 15, kpl 7.2), paitsi lasinkeräyksen ja kuljetusten laskenta, jossa on käytetty muitakin malleja.



Kuva 6. Pakkauslasin virtauskaavio Suomessa (Tillman ym. 1991 soveltaen).

Suomen sähköntuotanto jakautui vuonna 1991 seuraavasti (IVO 1993):

Fossiiliset polttoaineet	30,7 %
Ydinvoima	29,5 %
Vesivoima	20,8 %
Tuontisähkö	11,5 %
Muut	7,4 %
	<hr/>
	100 %

Fossiilisten polttoaineiden käyttö jakautui seuraavasti: hiili 15 %, kaasu 7,1 %, turve 6,1 % ja öljy 2,5 %. Muut -ryhmä jakautuu seuraavasti: jäteliemet 5 %, puu ym 1,8 % ja muut 0,6 %. **Sähköntuotannon päästöt** olivat v. 1991 seuraavat (IVO 1993):

Rikkidioksidia	0,1837 g SO ₂ /MJ
Typenoksideja	0,1828 g NO _x /MJ
Hiilidioksidia	63,7158 g CO ₂ /MJ

Vuoden 1992 tietoja ei ole vielä vahvistettu, mutta näyttää siltä, että ydinvoiman käyttöosuus sähköntuotannossa oli 28,9 %, fossiilisten polttoaineiden 26,1 %, vesivoiman 23,8 %, tuotissähkön 13,1 % ja muiden 8,1 %. Päästöt ovat pienentyneet, koska fossiilisten polttoaineiden käyttöä on vähennetty. IVO:n tietojen perusteella on mahdollista laskea jopa tietyn energianlähteen päästöt. Laskelmissa on käytetty vuoden 1991 tietoja.

8.2 Pakkauslasin valmistus

Pakkauslasia valmistaa Suomessa vain yksi tehdas, Ahlström Riihimäen Lasi Oy:n Karhulan pakkauslasitehdas. Vuonna 1992 Ahlström valmisti n. 48 900 t lasipakkauksia, josta myytiin kotimaassa 41 000 t. Näistä n. 52 % (21 320 t) oli palautuspakkauksia ja 48 % (19 680 t) kertakäyttöpakkauksia. Lisäksi Suomeen tuotiin 9 440 t tyhjiä lasipakkauksia (Rahkonen 1993, Rautavuori 1993).

Laskelmat on tehty hyväksyttyjen lasipakkausten määrää (48 904 t) kohti. Muissa selvityksissä on laskelmat voitu tehdä lasinsulatusmäärää kohti ja arvoista on saatu tällöin pienempiä.

Lasin valmistuksen raaka-aineet olivat v. 1992 seuraavat (Rautavuori, Ahlström):

	kg/ hyväksytty lasitonni
Kvartsihiekkä (SiO_2)	490
Sooda (Na_2CO_3)	148
Kalkki (CaCO_3)	112
Dolomiitti (MgCO_3 CaCO_3)	62
Maasälpä	64
Natriumsulfaatti	7
Ostosiru	259
Yhteensä	1142

Lisäksi käytettiin koksijauhetta n. 0,5 kg, kromimalmia n. 0,3 kg, rikkikiisua 0,2 kg ja ZnSeO_3 n. 0,005 kg hyväksyttyä lasitonnia kohden.

Lasinsulatuksen kokonaismäärä oli n. 68 206 t. Prosessin omaa lasijätettä sulatettiin uudelleen 19 296 t (n. 283 kg/ sulatettu tai 395 kg/ hyväksytty lasitonni). Lasimurskan osuus oli siis n. 46,9 % sulatetuista lasitonneista ja 65,4 % hyväksytyistä lasitonneista. Sirun käyttö jakautui eri väristen lasien kesken v. 1991 seuraavasti: väritön 36 %, ruskea 67 % ja vihreä 92 %. Ahlström pyrkii jatkossa lisäämään ostosirun käyttöä paremman puhdistuksen ja värilajittelun avulla.

Raaka-aineiden osuudet vaihtelevat hiukan lasityypin ja värin mukaan. Raaka-aineita käytettiin yhteensä n. 55 954 tonnia v. 1992. Lasin koostumus muuttuu hieman valmistuksen aikana.

Lasi sulatetaan jatkuvatoimisissa uuneissa noin 1500 °C lämpötilassa. Sen jälkeen se johdetaan n. 1100 °C lämpötilassa ns. IS-koneisiin. Niissä on itsenäisiä sektoreita, jotka muovaavat kukin tipasta sulaa lasimassaa valmiin esineen. Sitten seuraa ohjattu jäähdytys ja mitta- ja materiaalitarkastus (Karjalainen ja Ramsland 1992).

Pullo on yleisin lasipakkaus. Vihreätä lasia valmistetaan lisäämällä seokseen kromia ja rautaa. Ruskeata lasia saadaan lisäämällä rikkiä ja hiiltä ja suorittamalla sulatus

pelkistävässä olosuhteissa. Vastavalmistettuja lasipulloja ei tarvitse pestä ennen täyttämistä.

Lasin valmistukseen ja kaatopaikkakäsittelyyn liittyvä energian kulutus:

- E1** Hiekan otto
 Sähkö: 20 kWh/t = 0,072 MJ/kg (Tillman ym. 1991, Estlander ym. 1992)
 Polttoaineet: 200 MJ/tonni = 0,200 MJ/kg (Estlander ym. 1992), oletus: diesel.
- Hiekan kuivaus
 Paikallinen, Tavastilan hiekka: $0,0002249 \text{ m}^3/\text{t} * 855 \text{ kg/m}^3 * 42,6 \text{ MJ/kg}$
 = 0,008 MJ/kg lasia, kevyt öljy (Rautavuori 1993)
 Nilsin hiekka: 0,309 MJ/kg hiekkaa (Lundholm ja Sundström 1985, 1986), oletus: öljy.
- Arvioitu Tavastilan hiekan osuus 1200 t eli 5 % ja Nilsin hiekan osuus 22757 t eli 95 % hiekan kokonaismäärästä.
- Estlander ym. (1992) esittämien eri lähteistä poimittujen kokonaisenergian kulutuksen arvot vaihtelivat 0,272 – 0,468 MJ/kg lasia. Tillman ym. (1991) olivat ilmoittaneet sähkönkulutuksen arvon, mutta eivät polttoaineen, tai hiekan kuivaukseen kuluvan energian määrää.
- E2** Hiekan kuljetus Karhulaan
 Nilsistä 360 km, kuorma-auto
 Tavastilasta 10 km, kuorma-auto
- E3** Kalkin louhiminen (Tillman ym. 1991)
 Fossiilista polttoainetta 132 MJ/tonni = 0,132 MJ/kg, oletus: dieseliä
 Sähköenergiaa 22 kWh/tonni = 0,0792 MJ/kg.
- E4** Kalkin kuljetus Karhulaan (Rautavuori, Ahlström)
 Faxe, Tanska, 1200 km (arvio), laiva
 100 km (arvio), kuorma-auto
- E5** Maasälvan louhiminen (Tillman ym. 1991, arvioitu)
 Fossiilista polttoainetta 132 MJ/tonni = 0,132 MJ/kg, oletus: dieseliä
 Sähköenergiaa 22 kWh/tonni = 0,0792 MJ/kg.
- E6** Maasälvan kuljetus (Rautavuori, Ahlström)
 Haapaluoma, 350 km, kuorma-auto
- E7** Solvey-soodan valmistus (Tillman ym. 1991)
 Sähköenergiaa 1671 kWh/tonni soodaa = 6,02 MJ/kg soodaa
 Öljyä 106 l/tonni soodaa = 4,060 MJ/kg soodaa.
- E8** Soodan kuljetus (Rautavuori, Ahlström)
 Inowroclav, Puola, n. 900 km, laiva
 200 km, kuorma-auto
- E9** Dolomiitin louhiminen (Tillman ym. 1991)
 Fossiilista polttoainetta 634 MJ/tonni = 0,634 MJ/kg, oletus: dieseliä

Sähköenergiaa 27 kWh/tonni = 0,0972 MJ/kg.

- E10 Dolomiitin kuljetus (Rautavuori, Ahlström)
Malaga, Espanja, 5500 km (arvio), laiva
30 km (arvio), kuorma-auto
- E11 Natriumsulfaatin valmistus (Tillman ym. 1991)
Sähköenergiaa 80 kWh/tonni = 0,288 MJ/kg
Fossiilista polttoainetta 395 MJ/tonni = 0,395 MJ/kg, oletus: öljyä.
- E12 Natriumsulfaatin kuljetus (Rautavuori, Ahlström)
Belgia, 2100 km (arvio), kuorma-auto
(Korvautumassa kotimaisella tuotteella)
- E13 Pienten ainemäärien louhiminen (arvio)
Fossiilista polttoainetta 132 MJ/tonni = 0,132 MJ/kg, oletus: dieseliä
Sähköenergiaa 22 kWh/tonni = 0,0792 MJ/kg.
- E14 Pienten ainemäärien kuljetukset (Rautavuori, Ahlström):
Koksijauhe: Saksa, 1100 km laiva, 200 km (arvio) kuorma-auto
Kromimalmi: Belgia, 2600 km laiva, 50 km (arvio) kuorma-auto
ZnSeO₃: Englanti, 2300 km (arvio) laiva, 100 km (arvio) kuorma-auto
Rikkikiisu: Pyhäsalmi 600 km, kuorma-auto
- E15 Lasin valmistus (Rautavuori 1993)
Maakaasu (sulatus ja lämpökäsittely): 231,33077 m³/t lasia * 35,6 MJ/m³
= 8,235 MJ/kg hyväksyttyä lasia (= 5,905 MJ/kg sulatettua lasia)

Sähkö (sulatus): 0,478 MJ/kg hyväksyttyä lasia, lasimurskaa n. 47 % sulatettua lasia kohden. Lisäksi kuluu muuta sähköä tuulettimiin, kuljetuspakkauksiin jne. Muun sähkön määräksi on arvioitu 0,4 MJ/kg lasia (Tillman ym. 1991).

Tillmanin ym. (1991) mukaan lasimassan sulatus vaatii öljyä ja sähköä 1050–1150 kcal/kg sulatettua lasia, riippuen kapasiteetin hyväksikäytöstä. Tästä 7–8 % muodostuu sähköenergiasta. Luvut koskevat tapausta, jossa on lasimurskaa mukana n. 50 %. Energiaa säästyy 2 % kutakin mukana olevaa 10 % lasimurskaosuutta kohden. Erilaisilla murskaosuuksilla energiankulutus on seuraava:

Lasimurskan osuus %	Öljyä MJ/kg	Sähköenergiaa MJ/kg
0	4,49–4,91	0,39–0,43
50	4,04–4,42	0,35–0,38
70	3,86–4,22	0,33–0,37

Tillmanin ym. mukaan lasimurskan sekoittamisesta riippumatta kuluu kaasuöljyä 0,564 MJ/kg lasia. Rautavuoren mukaan (suullinen tiedonanto 7.5.1993) energiaa voi säästyä jopa 2,5 – 3,3 % kutakin 10 % lasi-murskaosuutta kohden. Jos lisäksi otetaan huomioon lasin raaka-aineiden otossa kuluva energia, on säästöosuudeksi joissakin laskelmissa saatu yli 5 %. Laskelmissa

on käytetty energian säästön laskentaperusteena 2% / 10% lasimurskaa, mutta laskelma on tehty toisinpäin eli paljonko energian kulutus on suurempi uudelleenkäyttö- ja kertakäyttöskenaarioissa.

- E16 Valmiiden lasipakkausten kuljetus asiakkaille
Keskimääräinen matka n. 300 km (arvio, Ahlström), kuorma-auto.
(Yhteensä n. 2 500 kuormaa/a * 300 km = 750 000 km
Keskimääräinen kuorma 45 000 t / 2 500 = 18 t/kuorma.)

(Paluukuljetuksista ainakin n. 50:ssä eli 2 % on kuormaa. Paluukuljetus voitaisiin laskea siis 98 %:lle kuljetuksista, mutta Chalmersin mallissa paluukuljetuksia ei lasketa. Paluukuljetukset 2 450 * 300 km = 735 000 km tyhjänä.)

- E22 Kuljetus kuluttajalta kaatopaikalle
40 km (arvio; esim. matka pääkaupunkiseudulla Kivikon siirtokuorma-asemalta Ämmäsuon kaatopaikalle on 36 km, YTV)

- E23 Kaatopaikka (Tillman ym. 1991)
Sähköenergiaa: 0,19 kWh/tonni = 0,0007 MJ/kg
Polttoainetta: 0,83 kg dieseliä/tonni = 0,035 MJ/kg

Päästöt ja jätteet:

- E15 Lasitehtaan päästöt (Ahlström):

Ilmaan:	SO ₂	1,922 g/kg lasia (v. 1992, laskelma)
	NO _x	1,186 g/kg lasia (v. 1992, laskelma ja vanha mittaus)
	hiukk.	0,887 g/kg lasia (v. 1991, arvio)
	CO ₂	754 g/kg lasia (v. 1992, laskelma, peräisin maakaasusta, soodasta, kalkista ja dolomiitista)

Ahlströmin (Rautavuori 1993) mukaan veteen ei päästetä esimerkiksi öljyä ja rasvaa tai kiintoaineita, kuten Ruotsissa (Tillman ym. 1991).

Kaatopaikalle viedään raaka-ainejätettä (lähinnä jätelasista), siivousjätettä, kuten muovivaakauksista sekä mm. kiinteätä rikkidioksidijätettä pienehkö määrä. Jätteet yhteensä: n. 10 g/ kg lasia. Lisäksi prosessiin kelpaamatonta lasijätettä on viety kaatopaikalle arviolta 0,123 g/ kg lasia.

Päästöjen lisääntymistä lasimurskan käytön vähentyessä on arvioitu fossiilisen polttoaineen kulutuksen lisääntymisen mukaan.

8.3 Palautuspullojen käsittely

Suomi poikkeaa monista maista siinä, että täällä on harvinaisen hyvin toimiva palautusjärjestelmä. Valtaosa lasipakkauksista on uudelleentäytettäviä palautuspakauksia. Virvoitusjuomapullojen keskimääräinen kiertoluku eli täyttökertojen määrä on Karjalaisen ja Ramslandin (1992) mukaan 32 ja Rahkosen (1993) mukaan 27. Laskelmissa on käytetty lukua 30. Alkoholi-juomapullojen keskimääräinen kiertoluku on 4,6 (Karjalainen ja Ramsland 1992).

Painilaisen (1991) mukaan uudelleen täytettävien lasipakkausten osuus kaikista lasipakkauksista oli Suomessa 91 % vuonna 1990.

Suomen panimo- ja virvoitusjuomayhtiöille (4 kpl) lähetettiin kysely, jossa kysyttiin mm. 33 cl (230 g) pullojen pesuun liittyviä arvoja. Panimoteollisuuden Tekninen Valiokunta PATEVA päätti kuitenkin olla antamatta tietoja tähän selvitykseen ja kirjallisia vastauksia saatiin vain yhdeltä tehtaalta. Tehtaita on Suomessa yhteensä n. 10. Näin ollen ei ole mahdollista muodostaa kokonaiskuvaa Suomen palautuspullojen pesuun liittyvistä arvoista ja laskelmissa on jouduttu tukeutumaan pääosin muiden maiden elinkaarianalyysien tietoihin. Eri tehtaiden pullojen pesulaitteet ovat ilmeisesti eri ikäisiä ja kuluttavat erilaisia määriä vettä ja energiaa. Vastauksia antanut tehdas edustaa todennäköisesti uudempaa tekniikkaa.

Uudelleentäytettäviä pulloja on useamman kokoisia ja painoisia: 33 cl painavat 230 g tai 270 g ja litran pullojen painot vaihtelevat 590 g:sta vanhempiin 800–850 g painaviin pulloihin. Lisäksi on vielä 35 cl ja 50 cl pulloja. Litran pulloja on arveltu olevan n. 50–60 miljoonaa kappaletta ja 33 cl pulloja n. 200 miljoonaa kappaletta. Tällöin pullojen kokojakauma on arviolta 3,6 kpl 33 cl pulloja yhtä litran pulloa kohden. Jos painavampia pulloja olisi 30 % kaikista pulloista, olisi yhden pullon keskimääräinen laskennallinen paino n. 325 g. Nämä luvut ovat epävarmoja, sillä eri lähteissä pullojen määrälle on annettu erilaisia arvioita.

Raaka-aineiden kulutus:

- E18 Pullojen pesu (Tillman ym. 1991, s. 145)
 Pullojen pesussa käytettävän veden kulutus:
 380 l/ 1000 pulloa = 0,38 l/pullo (33 cl)
 250–1800 l/ 1000 pulloa (100 cl).

Suomalainen tehdas ilmoitti pienemmän luvun, 0,25 l/pullo (33 cl).

Pesussa käytettävän lipeän kulutus:
 2 kg NaOH/ 1000 pulloa = 2 g/pullo (33 cl ja 100 cl)
 (Karjalainen ja Talola 1984, liite 5c; Tillman ym. 1991, s. 145)

Suomalainen tehdas on arvioinut käyttävänsä myös tämän määrän.

Energian kulutus:

- E17 Paluukuljetusta ei ole otettu huomioon, koska virvoitusjuomatehtaat ja Alko keräävät palautuspullot liikkeistä juomien jakelun yhteydessä. Verrattuna tyhjiin paluukuljetukseen energiankulutus ja päästöt ovat kylläkin hieman suuremmat. Polttoainetta (diesel) kuluu n. 0,4 – 0,6 l / 100 km / kuormatonni eli 0,144 – 0,216 MJ/ km / kuormatonni enemmän kuin jos auto ajaisi tyhjänä (ks. liite 4/3).

- E18 Lasipakkausten pesu
 Sähköntarve: 6,7 MJ/1000 pulloa (Tillman ym. 1991, s. 145)
 = 0,0067 MJ/pullo (325 g) = 0,021 MJ/kg

Suomalainen tehdas ilmoitti pienemmän luvun, 1,1 Wh/ 33 cl pullo eli 0,017 MJ/kg.

Lämpöenergian tarve (öljyä): 100 MJ/1000 pulloa (Tillman ym. 1991, s. 145)
= 0,308 MJ/kg (325 g/pullo)

Suomalainen tehdas ilmoitti reilusti pienemmän luvun (1 223 MJ/h, josta saadaan arviolta 0,07 MJ/pullo.)

- E19 Soodan tms. valmistus pesua varten (Tillman ym. 1991, s.58)
Sähköntarve: 1671 kWh/t soodaa = 6,02 MJ/kg soodaa
Lämpöenergian tarve (öljyä): 106 l/t soodaa = 4,060 MJ/kg soodaa

Ainakin kahdella suomalaisella tehtaalla käytetään pesussa soodan sijaan lipeäliuosta (NaOH), jonka vahvuus on 2–2,5 %.

Päästöt ja jätteet:

Pullojen pesusta syntyy jätevettä, jossa on happea kuluttavaa orgaanista ainetta. Suomalainen tehdas arveli BOD₇ -arvon olevan n. 1000 g O₂/l. Arvoon voi sisältyä myös juomien pullouksesta syntyvää kuormitusta, joten sitä ei ole otettu mukaan laskelmiin. Pesussa käytetty lipeä nostaa jäteveden pH:ta. Myös pulloissa olevat orgaaniset aineet vaikuttavat pH:n. Suomalainen tehdas ilmoitti pH:ksi 9–12. Toinen tehdas ilmoitti jäteveden olevan asumisjäteveden kaltaista, mutta ainakin yllä mainitut arvot ovat paljon korkeampia kuin keskimääräisen asumisjäteveden arvot.

Pullottajalla rikki menevät ja sinne tulevat rikkonaiset pullot voidaan viedä joko pakkauslasitehtaalle uudelleen sulatettaviksi tai lasivillatehtaille lasivillanvalmistusta varten tai kaatopaikalle. Suomalainen tehdas arvioi tällaista jätettä syntyvän n. 1 % palautuspullojen kokonaismäärästä ja jätteen menevän yleensä lasivillatehtaille, mutta tällä hetkellä kaatopaikalle. Myös huomattavasti suurempia arvioita hajoavien pullojen määrästä on esitetty, jopa 10 %. Laskelmassa on käytetty lukua 3 %, joka perustuu 30 käyttökertaan.

8.4 Lasin kierrätys

8.4.1 Taustaa

Lasinkeräyksen tapaukseksi on valittu pääkaupunkiseudun alue, koska Pääkaupunkiseudun Yhteistyövaltuuskunta YTV on organisoinut lasinkeräyksen tehokkaasti ja tallentanut lasinkeräykseen liittyvät tiedot monipuolisesti ja täsmällisesti. YTV:n lisäksi maassamme kerätään lasia n. 250 kunnassa eli kaikissa suurtaajamissa. Väestöllisesti lasinkeräys kattaa n. 70 % (Rahkonen 1993).

Lasia on kerätty lasinkeräyspisteistä, joita on ympäri pääkaupunkiseutua n. 300 kpl. Lasinkeräysastiat ovat tilavuudeltaan 1,3 m³ ja 0,8 m³. Värillinen ja väritön lasi kerätään eri astioihin. YTV (Rikaton Oy) on kerännyt lasia myös joiltakin laitospaikoilta. Lasia kerää pääkaupunkiseudulla muutama muukin yritys sekä Alko toimipisteisään. Yritykset voivat toimittaa lasia myös itse suoraan lasin vastaanottajille.

YTV ei murskaa eikä puhdistaa lasia. Lasi murskautuu melko hyvin siirreltäessä sitä astioista lavoille ja edelleen toisille lavoille. Lasin puhdistus voisi sen sijaan olla tar-

peen, sillä keräyslasin joukossa on lähes aina epäpuhtauksia, jotka laskevat lasista maksettavaa hintaa. Keramiikka, posliini, kivet, metallit tai vaikka muovi keräyslasin joukossa voivat pilata koko lasieran jolloin se voidaan joutua hylkäämään kaatopaikalle. Keraamisten aineiden sulamispiste on lasia huomattavasti korkeampi. Lasivillaa valmistettaessa keramiikkasirut voivat tuhota kalliin lingon suuttimet.

Ahlströmiltä (Rahkonen 1993) ilmoitettiin, että kaikki keräyslasi puhdistetaan ja käytetään joko pakkauslasin valmistukseen (33 % eli 11 400 t v. 1992) tai lasivillan valmistukseen (67 % eli 23 232 t v. 1992). Laskelmissa on käytetty hieman toisenlaista jakaumaa, koska tehtaalta saadut arvot olivat erilaisia. Kaikki yleisökeräyslasi kuljetetaan tällä hetkellä Karhulan pakkauslasitehtaalte ja käytetään pakkausten valmistukseen. Jatkossa lasinvastaanottopiste tulee sijaitsemaan Forssa – Hyvinkää – akselilla ja lasin puhdistusta ja värierottelua aiotaan lisätä.

Lasinkeräys ei ole taloudellisesti kannattavaa, sillä esimerkiksi YTV kattaa keräyslasista saamallaan tuloilla vain noin neljänneksen keräyksestä aiheutuvista kustannuksista. Loput 3/4 katetaan kaatopaikkajätteen vastaanottamisesta saatavilla voitoilla. Laskelmien mukaan lasin keräys- ja kuljetuskustannukset ovat edullisimmillaan n. 33–40 p/kg, mikä ylittää reilusti lasista maksettavan hinnan (8–23 p/kg) (Juvonen ja Kaila 1987, Ramsland 1988). Lasinkeräys perustuukin lähinnä poliittiseen päätökseen.

Joissakin tapauksissa lasin erottelu on välttämätöntä; esimerkiksi jotkut sairaalat, jotka polttavat omat jätteensä maksavat mieluummin lasinkeräyksestä, koska lasi haittaa polttoa.

Keräyslasin määrä on ollut nousussa. Seuraavassa on kuvattu pääkaupunkiseudun ja koko maan lasinkeräysmäärien kehitystä viime vuosina.

	vuosi 1990	1991	1992
YTV:n lasinkeräys [t]	1 253	1 428	1 589
– Kasvua ed. vuodesta [%]		14	11
Koko maan pakkauslasinkeräys [t]	14 638	15 172	22 615
– Kasvua ed. vuodesta [%]	136	4	49

YTV on harkinnut kiinteistökohtaiseen lasinkeräykseen siirtymistä, jolloin talteensaatavan keräyslasin määrän on arveltu kasvavan n. 50% (Juvonen ja Kaila 1987). Esimerkiksi Turussa kerätään jo osittain lasia kiinteistökohtaisesti (Mäkilä ja Siipola 1992).

Koko maan pakkauslasijätteen kokonaismäärä oli vuonna 1992 n. 51 000 t eli n. 10,2 kg/as/a, jolloin talteenottoaste oli n. 44,3 % eli n. 4,5 kg/as/a. Edellisenä vuonna talteenottoaste oli ollut n. 30,3 % eli n. 3 kg/as/a. Kaatopaikalle meni n. 28 000 t pakkauslasia eli n. 5,7 kg/as/a v. 1992 (Rahkonen 1993).

Jos pääkaupunkiseudulla syntyisi myös pakkauslasijätettä 10,2 kg/as/a, kokonaiskertymä olisi n. 8 160 t/a (800 000 asukasta). Tällöin YTV:n talteenottama lasimäärä olisi n. 20 %. Pääkaupunkiseudulla pakkauslasijätettä talteenottavat kuitenkin muutkin

kuin YTV (mm. Alko), joten pääkaupunkiseudun talteenottoaste on todellisuudessa suurempi.

Keräyslasia otettiin vastaan v. 1992 Ahlströmin lasivillatehtailla Forssassa ja Hyvinkäällä ja Ruukissa sekä pakkauslasitehtaalla Karhulassa. Ruukin lasivillatehdas ja Riihimäen pakkauslasitehdas on poistettu käytöstä. Paitsi yleisöltä kerättyä pakkauslasia tuotiin tehtaille myös alkon ja pullottajien pakkauslasia sekä tasolasia.

8.4.2 Lähtötiedot

Seuraavassa on esitetty yhteenveto YTV:n lasinkeräystiedoista. Tiedot ovat viikoilta 3/1992 – 1/1993 eli yhteensä 52 viikolta (13.1.1992–10.1.1993). Viikoilta 1 ja 2 vuonna 1992 ei ollut vielä tallennettu kaikkia tarvittavia tietoja.

YTV:n lasinkeräystietoja v.1992:

	Yhteensä/vuosi	Keskimäärin/2 viikkoa
Ajettu [km]	23 549	906
Ajettu [h]	2 143	82,4
Punnittu [t]	1 666,7	64,1
Kuormia [kpl]	518	20
Tyhj. astioita [kpl]	8 185	315

Lasinkeräystiedoista voidaan laskea, että keskimääräinen matkanopeus on vain 11 km/h. Todellisuudessa keräysauto on ison osan ajasta pysähdyksissä, kun se tyhjentää lasisäiliöitä autoon, mutta tällöinkin auton moottoria käytetään nosturin voimanlähteenä. Varsinainen ajonopeus on siis suurempi.

Aluekeräyksessä käytetyn kuorma-auton omapaino on n. 9,5 t. Lasikuorman keskimääräiseksi painoksi saadaan:

$$1666,7 \text{ t} / 518 = 3,22 \text{ tonnia/ kuorma}$$

ja auton kanssa n. 12,7 tonnia.

$$\text{Keskimääräinen kuorma ajon aikana on } 3,22 \text{ t} / 2 = 1,61 \text{ t.}$$

Lasi välivarastoidaan Kivikon siirtokuormausasemalle ja kuljetetaan suurella täysperävaunullisella n. 21 t painavalla rekalla Ahlströmin Karhulan pakkauslasitehtaalalle. Lasia on viety vuonna 1992 yhteensä 54 kertaa eli n. kerran viikossa. Keskimääräinen rekan kuorma on ollut:

$$1666,7 \text{ t} / 54 = 30,86 \text{ t eli n. 31 t/kuorma}$$

ja auton kanssa n. 52 t.

$$\text{Keskimääräinen kuorma on } 30,86 \text{ t} / 2 = 15,43 \text{ t.}$$

Auton suurimman sallitun kokonaispainon painotettu keskiarvo on 57 t (60 t talvella 3 kk, 56 t muulloin eli 9 kk), joten autolla olisi laskelmien mukaan kapasiteettia ajaa keskimäärin 9 % painavampana. Todellisuudessa autoon ei välttämättä mahdu enempää lasia.

Ajomatkaa kertyi yhteen suuntaan vuodessa (Kivikko – Karhula):

$$54 * 120 \text{ km} = 6\,480 \text{ km}$$

Tämä matka ajetaan Karhulaan kokonaispainolla 52 t ja takaisin Helsinkiin kokonaispainolla 21 t. Edestakaisia matkoja kertyi n. 12 960 km.

Lasinkeräyksen ja kuljetusten yhteenveto:

	Keräys	Kuljetus	Yhteensä
Ajettu [km]	23 550	12 960	36 510
Osuus kaikista ajokm:stä [%]	65	35	100

Pääkaupunkiseudulla lasin keräyksen osuus ajetuista kilometreistä on siis huomattavasti suurempi kuin lasin kuljetuksen osuus.

8.4.3 Erilaisia kuljetusmalleja

YTV:n lasinkeräyksestä ja kuljetuksista Karhulan pakkauslasitehtaalte aiheutuvat päästöt on laskettu neljällä eri menetelmällä, Chalmersin mallilla, Tielaitoksen KEHAR-mallilla, VTT:n LIISA-mallilla ja O. Koskisen Ajoneuvosimulaattorilla. Energiankulutusta on tarkasteltu Chalmersin mallilla ja Ajoneuvosimulaattorilla. Mallien kertoimet ja tulokset on koottu liitteeseen 4/2.

CHALMERS:

Chalmersin mallissa kuljetusten energiantarve saadaan kertomalla energian tarpeen arvo kuljetusetäisyydellä, ei siis kokonaismatkalla. Kuorma-autokuljetusten kertoimina on käytetty seuraavia arvoja:

	Lähikeräys	Kaukokuljetus	
Kuorma-auto	2,7	1,0	MJ/kuormatonni km

Päästöt on laskettu taulukon 15 kertoimien mukaan energian kulutuksen kautta.

Keräyksen energiankulutus voidaan laskea seuraavasti:

$$2,7 \text{ MJ/tonni km} * 1,61 \text{ t} * 23\,550 \text{ km/a} = 102\,372 \text{ MJ/vuosi}$$

$$102\,372 \text{ MJ} / 1666,7 * 10^3 \text{ kg} = 0,061 \text{ MJ/kg lasia}$$

Samaan lukuun päästään myös seuraavasti:

$$\text{Keskimääräinen matka: } 23\,550 \text{ km} / 518 \text{ kuormaa} = 45,46 \text{ km/kuorma}$$

$$2,7 \text{ MJ/tonni km} * 22,73 \text{ km} / 1000 \text{ kg} = 0,061 \text{ MJ/kg lasia,}$$

jossa 22,73 km on keskimääräinen etäisyys (45,46 km / 2).

Kaukokuljetusten energiankulutus:

$$1,0 \text{ MJ/tonni km} * 30,86 \text{ t/kuorma} * 6\,480 \text{ km} = 199\,973 \text{ MJ/vuosi}$$

$$199\,973 \text{ MJ} / 1666,7 * 10^3 \text{ kg} = 0,120 \text{ MJ/kg lasia}$$

Samaan lukuun päästään myös yksinkertaisemmin:

$$1,0 \text{ MJ/tonni km} * 120 \text{ km} / 1000 \text{ kg} = 0,120 \text{ MJ/kg lasia}$$

Esimerkkinä lasketaan keräyksen ja kuljetusten CO-päästöt yhteensä:

$$0,300 \text{ g/MJ} * 302\,345 \text{ MJ/vuosi} = 90\,704 \text{ g/vuosi}$$

$$90\,704 \text{ g/vuosi} / 1666,7 * 10^3 \text{ kg} = 0,054 \text{ g CO/kg lasia}$$

KEHAR:

Suomen Tiedhallitus on laatinut päästökertoimet henkilöautoliikenteelle ja raskaalle ajoneuvoliikenteelle. Raskaan ajoneuvoliikenteen kertoimia ei ole jaoteltu erikseen erilaisille ajoneuvotyypeille. Päästökertoimet sisältyvät KEHAR 2.2 ohjelmistoon, jolla arvioidaan tiehankkeiden vaikutuksia. Päästökertoimet on laskettu päästöille NO_x , CO, CO_2 , HC ja hiukkaset. Kertoimissa on otettu huomioon erilaiset nopeusrajoitukset, erilaiset palvelutasot liikenteen ruuhkaisuuden mukaan (palvelutasot A-F; A = ei ruuhkaa, F = täysin ruuhkautunut liikenne) sekä autot joilla on tai ei ole katalysaattoria. Seuraavassa on poimintoja päästökertoimista.

Keskimääräiset kuorma-autojen päästökertoimet [g/autokm]:

Päästö	Kaupunkiliikenne	Maantieliikenne
NO_x	18.5	20.0
CO	13.0	7.3
HC	2.5	1.7
hiukkaset	1.26	1.36

CO_2 2.61 kg/polttonestelitra

Esitetyt kertoimet perustuvat seuraaviin oletuksiin: kaupunkiliikenteessä ajonopeus on 50 km/h ja palvelutaso E, maantieliikenteessä vastaavasti 80 km/h ja palvelutaso C.

Esimerkiksi CO-päästöjen määräksi saadaan aluekeräyksessä:

$13,0 \text{ g/km} \cdot 23\,550 \text{ km} = 306\,150 \text{ g CO/vuosi}$

$306\,150 \text{ g} / 1666,7 \cdot 10^3 \text{ kg} = 0,184 \text{ g CO/kg lasia}$

LIISA:

VTT:llä on kehitetty LIISA- tietojärjestelmä, jossa on annettu päästökertoimia yleisille teille ja kaduille. Kertoimet on laadittu hiilimonoksidille, hiilivedyille, typen oksideille ja hiukkasille. Kertoimet on jaoteltu ajoneuvoryhmittäin (henkilöautot, pakettiautot, linja-autot, sekä perävaunulliset ja perävaunuttomat kuorma-autot) sekä tietyimpien ja nopeusrajoitusten mukaan.

Päästöt [g/km] (KAIP = kuorma-auto ilman perävaunua, KAP = perävaunullinen kuorma-auto):

Päästö	Kaupunkiliikenne (KAIP)	Maantieliikenne (KAP)
NO_x	18.0	16.5
CO	9.6	5.5
HC	1.9	1.6
hiukkaset	0.8	1.6

Päästöt lasketaan samalla tavalla kuin KEHAR:ssakin. Maantieliikenteen NO_x -päästökerroin vaikuttaa liian pieneltä, sillä muissa malleissa NO_x -päästöt kasvavat mm. kulkuneuvon koon mukaan.

Ajoneuvosimulaattori:

Olavi H. Koskinen Liikenneministeriöstä (1990) on kehittänyt Ajoneuvosimulaattorin, jolla voidaan simuloida todellista ajotilannetta. Tietokoneohjelmalle syötetään tietoja

ajoneuvon ominaisuuksista, painosta, nopeudesta ja reitistä. Ohjelma laskee mm. polttoaineen kulutuksen ja NO_x -, CO - ja HC -päästöt. Liitteessä 4/1 on tuloksia ohjelmalla tehdyistä simulointiajoista.

Ohjelmalla ajettut ajot kuvaavat erilaisia teitä. Helsinki – Lahti –reitillä on nousua, mutta ei kovin mäkistä. Lahti n. 100 m Helsinkiä korkeammalla. Helsinki – Turku – reitti on melko mäkinen. Laskelmissa on käytetty YTV:n Kivikko – Karhula – välisille kuljetuksille Helsinki –Lahti – Helsinki reittien keskiarvolukuja, koska tiet ovat suunnilleen saman tyyppisiä.

Aluekeräyksen (arvioitu) polttoaineen- ja energiankulutus:

$$0,35 \text{ l/km} * 23\,550 \text{ km/a} = 8\,243 \text{ l/a}$$

$$8\,243 \text{ l/a} * 36 \text{ MJ/l} = 296\,748 \text{ MJ/a}$$

$$296\,748 \text{ MJ} / 1666,7 * 10^3 \text{ kg} = 0,1780 \text{ MJ/kg lasia}$$

Keräyksen tyypilliseksi polttoaineen kulutukseksi on arvioitu 10 l/h (J. Kaila, suullinen tiedonanto 28.4.1993). Tällöin lasinkeräyksen polttoaineen- ja energiankulutus olisi:

$$2143 \text{ h/a} * 10 \text{ l/h} = 21\,430 \text{ l/a (vastaa tässä 91 l/ 100 km)}$$

$$21\,430 \text{ l/a} * 36 \text{ MJ/l} / 1666,7 * 10^3 \text{ kg} = 0,4629 \text{ MJ/kg lasia}$$

Kaukokuljetusten polttoaineen kulutus (Kivikko–Karhula):

$$0,4629 \text{ l/km} * 6\,480 \text{ km} = 3\,000 \text{ l/vuosi (oletus: 60 t kokonaispaino, vaikka laskelmi- en mukaan keskimäärin n. 52 t)}$$

Paluukuljetukset:

$$0,2844 \text{ l/km} * 6\,480 \text{ km} = 1\,843 \text{ l/vuosi (oletus: 20 t kokonaispaino)}$$

$$\text{Kaukokuljetukset yhteensä } 3000 + 1\,843 = 4\,843 \text{ l/a}$$

$$\text{Energiankulutus: } 4\,843 \text{ l/a} * 36 \text{ MJ/l} = 174\,348 \text{ MJ/a}$$

$$174\,348 \text{ MJ} / 1666,7 * 10^3 \text{ kg} = 0,105 \text{ MJ/kg lasia}$$

Esimerkiksi lasin kuljetuksen NO_x -päästöt lasketaan seuraavasti:

$$(12,25 + 19,15) \text{ g/km} * 240 \text{ km} / 30,86 \text{ t} = 0,122 \text{ g/kg lasia.}$$

Rikaton Oy:stä arveltiin lasin kuljetuksen polttoaineen kulutuksen olevan n. 50 l/ 100 km isolla rekalla. Sekä keräyksen (2,6 kertainen) että kuljetuksen (n. 1,1 kertainen) polttoaineen kulutuksen on siis arveltu olevan suuremman kuin mitä ajoneuvosimu- laattorilla saatiin.

8.4.4 Elinkaarianalyysissä käytetyt arvot

ENERGIAN KULUTUS:

E20 Lasinkeräys pääkaupunkiseudulla
0,463 MJ/kg lasia (perustuu arvoon 10 l/h)

Lasinkuljetus lasitehtaalle
0,105 MJ/kg lasia (Ajoneuvosimulaattori)

Yhteensä 0,568 MJ/kg lasia.

- E21 Lasin murskaus ja puhdistus
Sähköntarve: 3 kWh/t lasia = 0,0108 MJ/kg lasia
(Tillman ym. 1991, s. 58)

PÄÄSTÖT:

- E20 Päästöt on laskettu käyttäen kohdassa E20 mainittuja energiankulutuksia ja suluissa mainitun mallin kertoimia. Päästöjen lukuarvot ovat hyvin epävarmoja tietoja, koska eri mallien kertoimissa on melko suuria eroja.

Lasinkeräys

NO _x	0,604 g/kg lasia (Chalmers)
CO	0,139 g/kg lasia (Chalmers)
HC	0,096 g/kg lasia (Chalmers)
hiukkaset	0,046 g/kg lasia (Chalmers)
CO ₂	36,384 g/kg lasia (Chalmers)
SO ₂	0,071 g/kg lasia (Chalmers)

Lasinkuljetus lasitehtaalle

NO _x	0,122 g/kg lasia (Ajoneuvosimulaattori)
CO	0,006 g/kg lasia (Ajoneuvosimulaattori)
HC	0,005 g/kg lasia (Ajoneuvosimulaattori)
hiukkaset	0,011 g/kg lasia (Chalmers)
CO ₂	7,583 g/kg lasia (KEHAR)
SO ₂	0,016 g/kg lasia (Chalmers)

Yhteensä:

NO _x	0,726 g/kg lasia
CO	0,145 g/kg lasia
HC	0,101 g/kg lasia
hiukkaset	0,057 g/kg lasia
CO ₂	44,024 g/kg lasia
SO ₂	0,087 g/kg lasia

8.4.5 Kuljetusmallien vertailu

Erilaisia kuljetusten päästömallia on vertailtu liitteen 4/2 tulosten pohjalta. Eri malleilla energian tarve ja päästöt lasketaan eri tavoilla ja tuloksissa on melko suuria eroja. Etenkin päästöille laskettuihin numeroarvoihin on siten vaikea luottaa. Kaikissa malleissa ei ole kaikkia tekijöitä, esim KEHAR:ssa ja LIISA:ssa ei ole energian kulutuksen arviointia. Chalmersin mallissa on eniten päästökertoimia.

Keräyksen energiankulutus- ja päästöarvot ovat ilmeisesti huomattavasti liian pieniä kaikilla malleilla keräyksen erityisluonteen vuoksi. Niinpä polttoaineen kulutuksen laskelmissa käytettiin arvoa 10 l/h. Erityisesti Chalmersin mallilla laskettu keräyksen energiankulutus oli n. 7,7 kertaa pienempi kuin tämä arvio.

Chalmersin mallissa paluukuljetuksia ei lasketa mukaan, sillä kertoimet sisältävät jo tilastollisen määrän paluukuljetuksia. Liitteessä 4/2 esitetyt Chalmersin tulokset ovat keräilyn osalta pienemmät ja kuljetusten osalta suuremmat kuin ajoneuvosimulaattorilla saadut.

Seuraavassa on verrattu Chalmersin diesel-ajoneuvojen päästökertoimia (taulukko 15, kohta 7.2.4) Ajoneuvosimulaattorin viiden ajon tuloksista laskettuihin päästökertoimiin (liite 4/1).

Päästö	CHALMERS (g/MJ)	Ajoneuvosimulaattori (g/MJ)
NO _x	1,304	1,173
CO	0,300	0,070
HC	0,208	0,047

Päästökertoimet vaihtelevat siis merkittävästi. Ajoneuvosimulaattorin ajoista lasketut päästökertoimet eivät perustu tilastolliseen otokseen, joten lukuja ei voi käyttää mihin tahansa tilanteeseen. Luvut osoittavat vain, että päästölaskenta ei ole yksinkertaista eikä tuloksia ole helppo yleistää.

Muut mallit kuin Ajoneuvosimulaattori eivät osoita vaihtelua kuljetuskaluston painosta riippuen. Kuorman paino on otettu huomioon vain Chalmersin mallissa ja Ajoneuvosimulaattorissa. Ainakin KEHAR:n päästökertoimet on M. Karhulan mukaan (Tielaitos, suullinen tiedonanto 10.2.1993) arvioitu tyhjille kuorma-autoille.

Mallien kertoimiin liittyy paljon esimerkiksi keskimääräisen tilanteen mukaan arvioituja tekijöitä, jonka vuoksi tuloksia ei voida pitää tosiasioina, mutta suuntaa antavina.

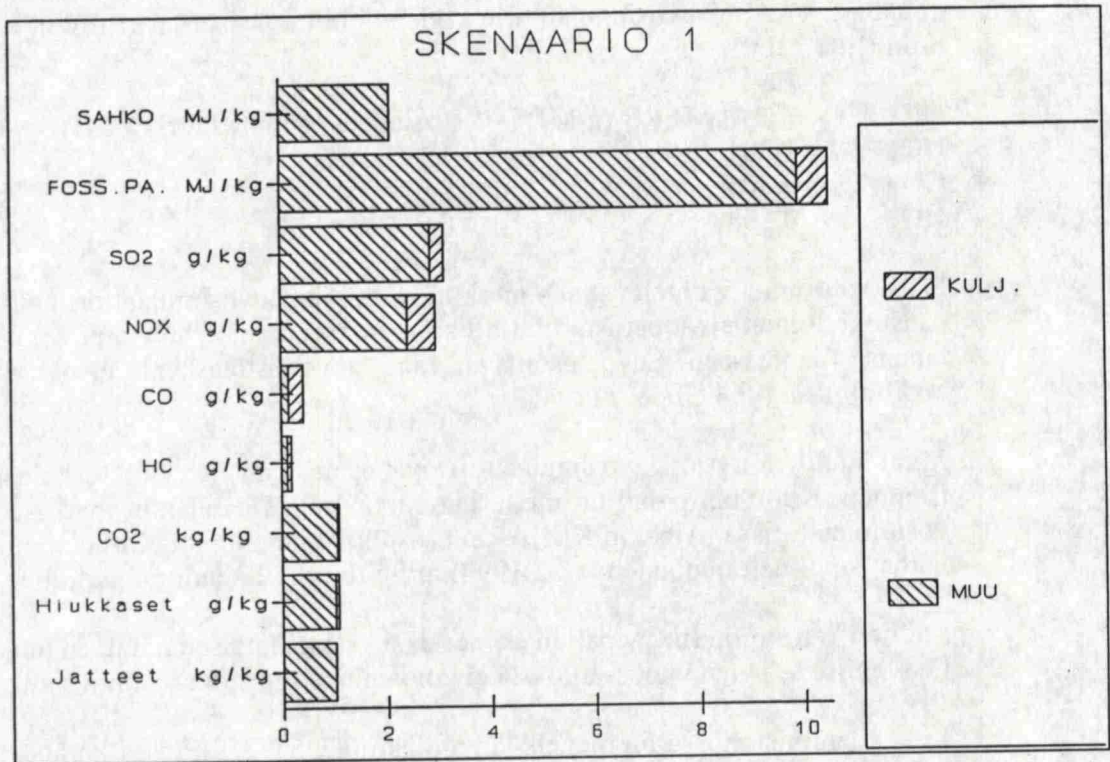
Liikenneministeriössä on meneillään projekti (COST 319), jossa kerätään tietoa mm. kuljetusten päästöistä. Myös Ruotsissa Chalmers Industriteknik:ssä ja PTR:llä on alettu selvittää tarkemmin kuljetusten ympäristövaikutuksia elinkaaritutkimuksiin liittyen.

8.5 Tulokset

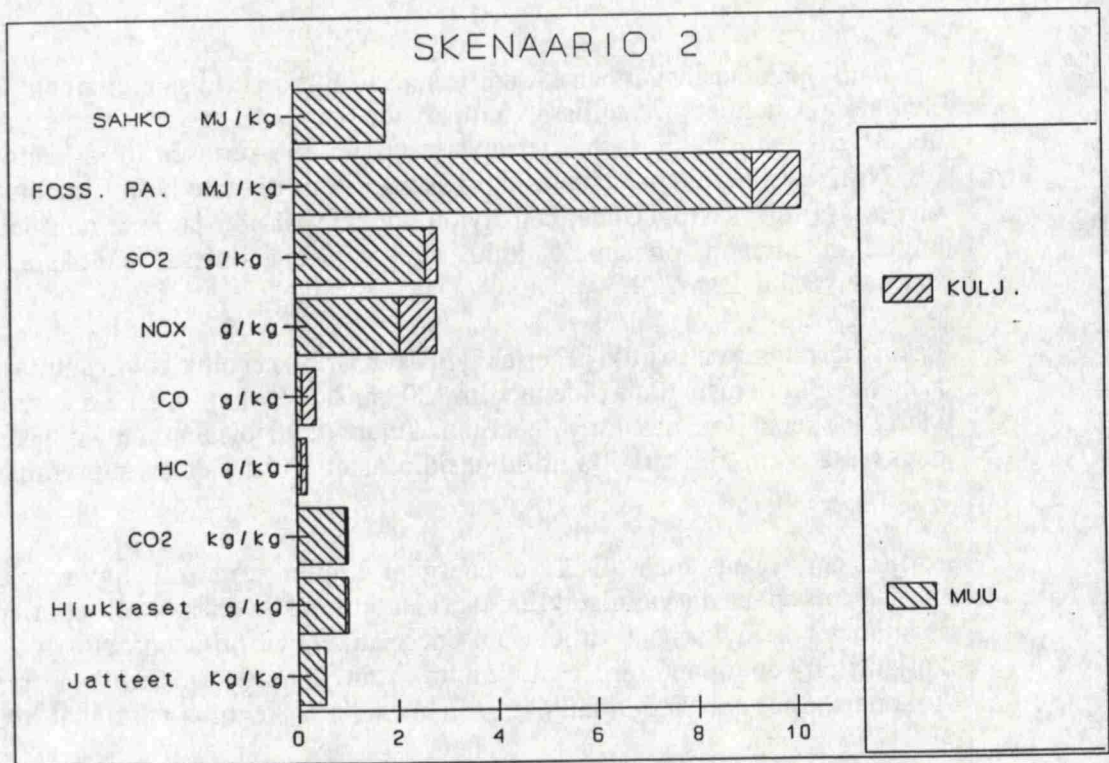
Erilaisille pakkauslasijätteen käsittelyskenaarioille saatiin samanlainen järjestys kuin Ruotsissa Chalmersin mallissa. Ympäristön kannalta selvästi paras vaihtoehto oli uudelleenkäyttö, sitten lasin kierrätys ja viimeisenä kertakäyttö ja kaatopaikkasijoitus. Niin suuria eroja pakkauslasin eri skenaarioille ei saatu kuin Ruotsin pakkausselvityksessä oli saatu. Uudelleenkäytön kaikki päästöt ja energian kulutus olivat kuitenkin hieman pienempiä kuin muissa skenaarioissa. Tuloksia on kuvattu seuraavissa kuvissa 7–9.

Lasin kierrätysskenaariolla ja kertakäyttöskenaariolla ei ollut kovin suurta eroa. Vaikka lasijätteen kuljetusmatkaa pidennettiin 120 km:stä 300 km:iin eli 2,5 kertaiseksi, olivat kierrätysskenaarion päästöt ja energian kulutus silti pienemmät kuin kertakäyttöpauksessa, vain hiilivety- ja hiilidioksidipäästöt olivat hieman suuremmat kierrätys-skenaariossa.

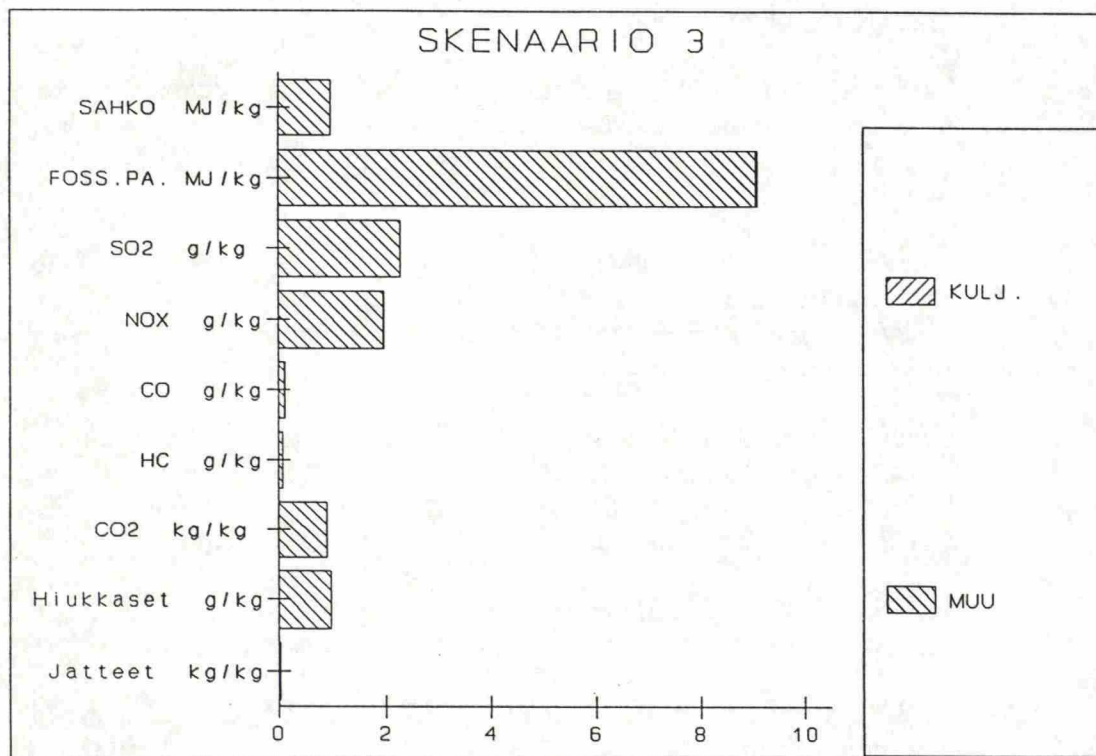
Kuljetusten osuus päästöistä ja energian kulutuksesta oli hyvin pieni kaikissa skenaarioissa. Lasin valmistuksen energian kulutus ja päästöt olivat erityisen suuret. Lasijätteen keräyksen ja kuljetusten energiankulutus oli skenaariossa 2 noin 26 % kuljetusten energian tarpeesta, mutta vain 2,6 % fossiilisten polttoaineiden kokonaistarpeesta. Pidemmällä kuljetusmatkalla laskettuina vastaavat luvut olivat 33 % ja 3,4 %.



Kuva 7. Skenaario 1: Lasin kertakäyttö ja kaatopaikkasijoitus.



Kuva 8. Skenaario 2: Lasin 26 % materiaalinkierrätys ja 54 % kaatopaikalle.



Kuva 9. Skenaario 3: Lasin 97 % uudelleenkäyttö ja loput kaatopaikalle.

8.6 Virhelähteet ja tulosten arviointi

Lähtötietojen hankkiminen oli työlästä ja vei paljon aikaa. Yleensä tietoja ei oltu tilastoitu niin hyvin kuin YTV:llä. Yritykset eivät välttämättä tiedä kaikkia tarvittavia tietoja tai halua esimerkiksi liikesalaisuuksien vuoksi antaa niitä. Koska selvitys tehtiin viranomaiselle (vesi- ja ympäristöhallitus) yritykset pelkäsivät myös, että tietoja käytettäisiin päätöksenteossa pakkausjärjestelmistä, eivätkä tämän vuoksi halunneet aina antaa tietoja. Saaduissa tiedoissakin saattoi olla virheitä, ja tietoja piti tarkistaa moneen kertaan. Saman on todennut myös Gustav Sundström (Vertanen 1993).

Koska kaikkia pyydettyjä tietoja ei saatu, jouduttiin käyttämään osittain muiden maiden elinkaarianalyysien tietoja ja arvioita. Tästä aiheutuu luonnollisesti virhettä laskelmiin, mutta virheen suuruutta ei ole mahdollista edes arvioida.

Laskelmasta ei ole helppoa tehdä täysin "läpinäkyvää", sillä laskelmassa on niin paljon tietoa, että sen kaiken esittäminen ja selittäminen vie paljon tilaa. Esimerkiksi Lundholm ja Sundström (1985, 1986) esittivät laskelmissa kaavat, mutta eivät yksiköitä, jonka vuoksi laskelmia oli vaikeaa seurata ja ymmärtää.

Tutkittava prosessi tai tapahtumaketju tulisi tuntea perinpohjin, jotta voisi tehdä luotettavia elinkaarilaskelmia. On mahdollista, että laskelmista on jäänyt jokin vaihe tai raaka-aineen kulutus pois, koska prosesseihin perehtymiseen oli käytettävissä rajallinen aika.

Skenaarioiden 1 ja 3 lasinvalmistukseen liittyvät tiedot ovat epävarmoja, sillä pienemmän sirumäärän käytöstä lasinvalmistuksessa Suomessa ei ole olemassa päästö- ja energiankulutustietoja.

Koska 67 % keräyslasista on käytetty lasivillan valmistukseen vuonna 1992, tulisi laskelmissa tarkastella myös lasivillan valmistusta. Laskelman yksinkertaistamiseksi tämä on jätetty kuitenkin pois laskelmista. Tämän lasimurskan kuljetus, murskaus ja puhdistus on kuitenkin mukana laskelmissa.

Lasinkeräyskuljetusten energiankulutuksen ja päästöjen laskentaan liittyy suuria epävarmuustekijöitä, sillä eri tavoilla laskettuna arvoista tuli hyvin erilaisia. Eri päästömallit eivät ota huomioon keräyksen suurta lastausaikaa. Energiankulutus on suuri ja sitä kautta myös päästöt.

Ulkomailta tuotavien lasin raaka-aineiden kuljetusmatkat on arvioitu ja saattavat todellisuudessa poiketa esitetyistä luvuista satoja kilometrejä. Myöskään esimerkiksi laivatyyppi ei ole ollut tiedossa, joten käytetyt energiakertoimet saattavat olla väärät. Näistä arvioista voi aiheutua melko suuria virheitä laskelmiin.

Erityisesti päästökertoimilla laskettuja päästöjä ei voida pitää totuuksina, koska ne eivät perustu mittauksiin, vaan jonkinlaisiin keskiarvoihin.

Edellä mainittujen puutteiden vuoksi tuloksia ei voida käyttää esimerkiksi viranomaispäätöksien pohjana, sillä laskelmaa voidaan pitää vain suuntaa antavana esimerkkilaskelmana.

Tulokset eivät kuvaa yksittäisiä pakkauksia tai pakkausjärjestelmiä, sillä laskelmista on jätetty pois sulkimet, etiketit, korit jne. Tulokset kuvaavat vain pakkauslasin eri jätteenkäsittelyvaihtoehtoja.

Tuloksia ei voida vertailla toisiin materiaaleihin tai toisesta materiaalista valmistettuihin pakkauksiin. Tuloksia ei voida vertailla myöskään muiden elinkaarianalyysien tuloksiin jos verrattavien analyysien lähtökohdat ovat erilaisia. Esimerkiksi joissakin lasin elinkaarilaskelmissa päästöt ja energian kulutus on laskettu sulatettua lasimäärää kohden, jolloin arvoista paljon pienemmät kuin jos ne olisi laskettu todellista, hyväksyttyä lasimäärää kohden, kuten tässä laskelmassa on tehty.

Tuloksia ei voida soveltaa suoraan esimerkiksi muihin lasinkeräysjärjestelmiin, sillä lähtötiedot vaihtelevat prosesseittain ja järjestelmittäin.

Numeroarvoihin tässä tai muissa elinkaarilaskelmissa ei voi täysin luottaa, sillä laskuvirheen tai virheellisen lähtötiedon mahdollisuus on suuri. Laskelmissa saattaa helposti syntyä jopa ajatusvirheitä, kun ei ollut tarkistussysteemiä esimerkiksi sille, että massaa ei saa hävitä.

Lopuksi vielä lasinkeräyksestä aiheutuvia muita näkökohtia (pääosin Ahlström), joita ei ole tarkasteltu elinkaarianalyysillä:

- Säästyy luonnonvaroja ja valuuttaa, mm. kallista tuontisoodaa.
- Lasinsiruja ei joudu luontoon eikä kaatopaikkoja täyttämään. Tosin lasi on inertti materiaali eikä aiheuta muita ympäristövaikutuksia kuin tilankäyttöä kaatopaikalla.
- Lasinsulatusuunien kestoikä nousee, koska siru sulaa matalammassa lämpötilassa kuin neitseelliset raaka-aineet.

9 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Elinkaarianalyysi on tekninen ja tieteellinen menetelmä, jolla selvitetään tuotteen, pakkauksen tai toiminnan ympäristökuormitukset "kehdestä hautaan" eli raaka-aineiden ja energian kulutus ja jätteet, sekä päästöt ilmaan, veteen ja maahan koko elinkaaren ajalta. Elinkaarianalyysiin voi sisältyä myös ympäristö- ja mahdollisesti muiden vaikutusten, kuten taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten, arviointi ja jopa arvottaminen. Elinkaarianalyysi ei ole uusi keksintö, sillä ensimmäinen elinkaarianalyysiksi luokiteltava tutkimus tehtiin lähes 25 vuotta sitten.

Elinkaarianalyysiä tai -arviointia tehdessä joudutaan kuitenkin tekemään rajauksia, sillä ei ole mahdollista selvittää kaikkien aineiden täydellistä kiertoa ympäristössä. Järjestelmän raja, eli mitä kaikkea elinkaarianalyysiin sisällytetään, vaikuttaa merkittävästi lopputuloksiin. Elinkaarianalyysin tulisi periaatteessa kattaa kaikki tuotteen elinkaaren vaiheet eli: raaka-aineiden otto luonnosta ja jalostus, tuotteen valmistus, tuotteen jakelu kauppoihin, tuotteen käyttö ja kunnossapito, tuotteen mahdollinen uudelleenkäyttö tai kierrätys sekä jätteiden käsittely. Lisäksi tulee ottaa huomioon kuljetukset kaikissa vaiheissa. Yhtään täydellistä elinkaarianalyysiä ei ole vielä tehty, eli sellaista, jossa olisi tarkasteltu tuotteen kaikki ympäristövaikutukset täydelliseen luonnossa hajoamiseen saakka.

Elinkaarianalyysi vaatii aina vertailua, tuotteen vertaamista muihin tai itseensä esimerkiksi ennen ja jälkeen tuotekehittelyn. Elinkaarianalyysin pääasiallinen käyttökohde on erilaisten päätöksentekotilanteiden tukeminen, sekä yrityksissä että viranomaispuolella. Yrityksissä elinkaarianalyysiä voidaan käyttää yrityksen sisäisesti esimerkiksi niin sanottuun ympäristöystävälliseen tuotesuunnitteluun, tai ulkopuolisiin tarkoituksiin kuten "vihreään" markkinointiin. Viranomaiset voivat käyttää elinkaarianalyysiä esimerkiksi tehdessään strategisia päätöksiä yhteiskunnan järjestelmistä kuten jätehuoltojärjestelmistä, päättäessään veroista, kielloista ja säännöksistä tai vaikka myöntäessään tuotteille ekomerkin.

Elinkaarianalyysin metodiikka ei ole vielä vakiintunut, mutta menetelmän kehittäminen on vilkasta eri puolilla maailmaa. Elinkaarianalyysin tutkimuksen ja kehittelyn johtavia maita ovat mm. Ruotsi, Tanska, Hollanti ja USA. Pohjoismailla on vahva asema elinkaarianalyysin kehittämisessä mm. Pohjoismaisen ministerineuvoston kolmevuotisen elinkaariprojektin takia. Projektin päämääränä on luoda pohjoismaisen toimintaohje elinkaarianalyysin tekemiseksi. Kansainvälinen ympäristökemian yhdistys SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) on edistänyt merkittävästi ja elinkaaritutkimusta ja menetelmien harmonisointia. Suomessa elinkaaritutkimus on vielä melko alkuvaiheessa ja esimerkiksi suomen kielistä kirjallisuutta on aiheesta vain vähän tarjolla.

Elinkaarianalyysiin ja sen tekemiseen liittyy vielä paljon ongelmia ja ratkaisemattomia kysymyksiä. Standardointijärjestöiltä CEN ja ISO odotetaan lähivuosina standardia elinkaarianalyysistä, jotta erilaisia menetelmiä saataisiin yhdenmukaistettua. Tällä hetkellä eri elinkaarianalyysit poikkeavat toisistaan järjestelmän rajauksiltaan, lähtökohdiltaan ja tiedon tasoltaan niin paljon, että niiden tuloksia ei voida vertailla keskenään. Ei ole esimerkiksi ratkaistu, miten kierrätyksen vaikutukset ja sivutuotteet tulisi ottaa huomioon ja kuinka pitkälle sivutuotteiden elinkaarta tulisi seurata.

Elinkaarianalyysi- tai arviointi jaetaan tällä hetkellä seuraaviin osiin: 1. tavoitteiden määrittäminen, jossa selvitetään mm. tutkimuksen tarkoitus; 2. inventointi, jossa kerätään tiedot ympäristökuormituksista ja raaka-aineiden ja energian kulutuksesta; 3.

luokittelu, jossa luokitellaan erilaiset ympäristökuormitukset erilaisiin ryhmiin, ja 4. arviointi, jossa arvioidaan erilaisten ympäristö- ja mahdollisesti muiden vaikutusten määrää ja suhdetta toisiinsa. Luokittelussa ja arvioinnissa käytetään yleensä apuna painottamista, kun aggregoidaan eli yhdistetään erilaisia kuormituksia tai vaikutuksia keskenään.

Ympäristövaikutusten luokitteluun ei ole olemassa vielä täydellistä järjestelmää, mutta erilaisia ehdotuksia ryhmien otsakkeiksi ja arviointiperusteiksi on esitetty. Esimerkiksi kasvihuoneilmiön aiheutumista voitaisiin arvioida ns. kasvihuoneilmiöpotentiaalilla (GWP = Global Warming Potentials) ja otsonikadon muodostumista otsonikatopotentiaaleilla (ODP = Ozone Depletion Potentials). Elinkaarianalyysi ei ole mikään yksinkertainen asia, sillä esimerkiksi erilaisten ympäristövaikutusten arviointi ei ole helppoa, varsinkin kun monista ympäristövaikutuksista ja niihin vaikuttavista mekanismeista on vielä melko vähän tietoa. Lisäksi elinkaarianalyysissä tutkittavien parametrien määrä voi helposti nousta hyvin suureksi.

Elinkaarianalyysi ei aina välttämättä käsittele paikallisia ympäristövaikutuksia, vaan pikemmin globaaleja, manteretta ja seutua koskevia, sillä elinkaarianalyysillä tutkitaan yleensä tuotteita, joita käytetään laajalla alueella. Ympäristövaikutusten arviointi YVA-menetelmä koskee lähinnä paikallisia vaikutuksia jossain kiinteässä kohteessa, joten elinkaarianalyysi ei yleensä kilpaile YVA:n kanssa. Elinkaarianalyysi voi tosin sisältää sekä uhan, että riskin arviointia.

Suurin osa elinkaarianalyyseistä on tähän mennessä koskenut pakkauksia, erityisesti juomapakkauksia. Pakkaukset ja pakkausjätteet ovatkin näkyvä osa kuluttajan jokapäiväistä elämää. Myös erilaisista elinkaarimalleista, joita on yli 20, suuri osa – noin puolet – käsittelee pakkauksia. Jotkut malleista ovat keskittyneet vain inventointiin, jotkut arviointiin. Mallien laajuus vaihtelee paljon. Toiset malleista ovat monipuolisia ja käsittelevät myös muita kuin ympäristövaikutuksia, mutta arvioivat erilaisia parametreja laadullisesti. Toiset mallit arvioivat parametrit määrällisesti, mutta eivät sisällä kovin paljon erilaisia parametreja. Näiden välissä on käytännöllisiä menetelmiä, jotka sisältävät sellaisen määrän parametreja, että arviointi on mahdollista tehdä järkevässä ajassa ja riittävän alhaisilla kustannuksilla.

Esimerkiksi Ruotsissa on tutkittu nk. Chalmersin mallilla yhdeksän pakkausmateriaalin elinkaaret ja vertailtu niiden käytön jälkeisten vaihtoehtojen eli kertakäytön ja kaatopaikkasijoituksen, jätteenpolton, materiaalinkierrätyksen ja uudelleenkäytön ympäristökuormituksia. Yleensä uudelleenkäyttö todettiin ympäristön kannalta parhaaksi vaihtoehdoksi, sitten materiaalinkierrätys, poltto ja kaatopaikka. Suomessakin saatetaan arvioida tähän tapaan pakkausmateriaalien hyötykäytön kannattavuutta ympäristön kannalta, sillä EY:n tulevassa pakkaus- ja pakkausjätedirektiiviehdotuksessa on esitetty korkeita hyödyntämis- ja kierrätystavoitteita pakkausmateriaaleille, mutta siinä on myös todettu, että jos esimerkiksi elinkaarianalyysillä todetaan jokin muu vaihtoehto ympäristön kannalta paremmaksi, voidaan kierrätyks- ja hyödyntämistavoitteita muuttaa.

Tässä työssä on laskettu Chalmersin mallin tapaan elinkaarilaskelma lasipakkauksille Suomessa. Tulos oli sama kuin Ruotsissa: uudelleenkäyttö on ympäristön kannalta selvästi paras vaihtoehto, sitten materiaalinkierrätys ja viimeisenä kertakäyttö ja jätteen kaatopaikkasijoitus. Materiaalinkierrätys ei ollut kovin paljon kertakäyttöä parempi vaihtoehto, mutta vaikka lasijätteen kuljetusmatkaa pidennettiin 120 km:stä 300 kilometriin oli se yhä hieman parempi vaihtoehto. Tällaisessa tapauksessa voisi pohtia myös muita vaikutuksia, kuten taloudellisten vaikutusten painoarvoja. Pakkauslasijät-

teen hyödyntämistä kannattaisi tämän esimerkkilaskelman tulosten perusteella edistää Suomessa. Laskelmaan liittyy kuitenkin paljon epävarmuustekijöitä, joten tuloksia ei voi pitää täysin luotettavina.

Erilaisia kuljetusmalleja vertailtaessa saattoi havaita, että kuljetusten päästöjen arviointi ei ole vielä kovin luotettavalla pohjalla, sillä eri mallit antoivat melko erilaisia tuloksia. Tutkitut kuljetusmallit eivät sovellu keräilyn energian kulutuksen ja päästöjen arviointiin, sillä kaikilla malleilla saatiin huomattavasti liian pieniä arvoja. Keräilytyötä onkin parempi arvioida käytetyn ajan kuin ajettujen kilometrien mukaan. Keräilyn ja kuljetusten energian kulutus- ja päästömallia on syytä kehittää vielä.

Elinkaarianalyysien laadintaa voitaisiin helpottaa ja läpinäkyvyyttä parantaa, jos Suomeen perustettaisiin julkinen tietokanta elinkaaritutkimuksia varten. Tähän tietokantaan voitaisiin kerätä tietoja Suomessa tehdyistä elinkaaritutkimuksista ja yritykset voisivat myös itse antaa siihen prosessi- ja päästötietojaan. Joissakin maissa tällainen tietokanta on jo olemassa, esimerkiksi Sveitsissä, ja monissa maissa on todettu tietokannan tarve.

Elinkaarianalyysi tuo selkeyttä tuotteen ympäristövaikutusten arviointiin, sillä sen avulla on mahdollista saada kokonaiskuva tuotteen ympäristökuormituksista tai -vaikutuksista. Nähdään, mikä on todella merkityksellistä ja aiheuttaa suurimmat vaikutukset, ja minkä parantamiseen tulisi panostaa. Elinkaarianalyysi vaatii tekijältään paljon: prosessien tuntemusta, materiaalivirtojen kulun ymmärtämistä, huolellisuutta sekä lähtötietojen ja tulosten tarkkaa kirjaamista, jotta ulkopuolinen voi tarkistaa laskelmat. Laskennan "läpinäkyvyys" on välttämätön ehto tulosten luotettavuuden kannalta.

KIRJALLISUUS

- Ahbe, S. Braunschweig, A. & Müller-Wenk, R. 1990. Methodik für Öko-Bilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Bern, CH: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Schriftenreihe Umweltschutz, no. 133.
- Assies, J. 1991. Introduction paper to SETAC-Europe workshop on environmental life cycle analysis of products. 28 s. IMSA, CML, SETAC. A workshop on December 2-3, 1991 in Leiden, Netherlands.
- Assies, J. A. 1992. State of Art. In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Europe, Belgium. Life-Cycle Assessment. S. 1-20. Workshop report, 2-3 December 1991, Leiden, Netherlands.
- Baumann, H., Boström, C.-Å., Ekvall, T., Eriksson, E., Rydberg, T., Ryding, S.-O., Svensson, G., Svensson, T., Steen, B. & Tillman, A.-M. 1992. Miljöbedömning av förpackningsutredningens slutsatser (förstudie, mars 1992). Malmö, Stiftelsen Reforsk. 145 s. FoU nr 71. ISSN 0284-9968.
- Baumann, H., Ekvall, T., Eriksson, E., Kullman, M., Rydberg, T., Ryding, S.-O., Steen, B. & Svensson, G. 1993. Miljömässiga skillnader mellan återvinning/ återanvändning och förbränning/ deponering. Malmö, Stiftelsen Reforsk. 144 s. FoU nr 79. ISSN 0284-9968.
- Baumann, H. & Rydberg, T. 1992. Impact Analysis and Valuation in the Life Cycle Assessment of Products: A comparative study of three methods illustrated by reference to LCA inventory data for milk packaging systems. In: SETAC-Europe, Bryssel. Life-Cycle Assessment. 8 s. Workshop report, 25-26 June 1992, Potsdam, Germany.
- Boustead, I. 1990. I Boustead summary. In: Smet, de B. (eds.). Life Cycle Analysis for Packaging Environmental Assessment. Strombeek-Bever, Procter & Gamble European Technical Center. 4 s. Proceedings of the specialised workshop, Leuven, Belgium, September 24 and 25, 1990.
- Erkkilä, M. 1992. Ekotaselaskelmia ja ekosunnittelua Pohjois-Karjalan ammattikorkeakouluun. DiA-kunta 4/92, s. 7.
- Estlander, A., Ilkko, A., Kommonen, F. & Patala, I. 1992. Pakkausmateriaalien ympäristövaikutukset. Helsinki, Suomen Standardoimisliitto SFS. 83 s. + liitteet.
- Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S. & Barnum, J. 1991. A Technical Framework for Life-Cycle Assessments. Washington, Society of Environmental Toxicology and Chemistry ja SETAC Foundation for Environmental Education, Inc. 134 s. Workshop report, August 18-23, 1990, Smugglers Notch, Vermont, USA.
- Finnveden, G. & Lindfors, L.-G. 1992a. LCA in different applications - demands and expectations. Preliminary version, 9.4.1992. Stockholm, IVL (Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning), 22 s.

- Finnveden, G. & Lindfors, L.-G. 1992b. LCA – Methodologies for Classification. Workshop report: In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Belgium. Life-Cycle Assessment. 21 s. Potsdam, Germany, 25–26 June 1992.
- Finnveden, G., Andersson-Sköld, Y., Samuelsson, M.-O., Zetterberg, L. & Lindfors, L.-G. 1992. Classification (Impact Analysis) in Connection with Life Cycle Assessments – A Preliminary Study. In: Nordic Council of Ministers (eds). Product Life Cycle Assessment – Principles and Methodology. Århus. S.172–231. Nord 1992:9. ISBN 92 9120 012 3, ISSN 0903–7004.
- Guinée, J. 1992. Headings for Classification. In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Bryssel, Belgium. Workshop report: Life-Cycle Assessment. S. 81–85. Leiden, Netherlands, 2–3 December 1991.
- Guinée, J. & Lindeijer, E. 1992. LCA of Window Frames. In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Belgium. Workshop report: Life-Cycle Assessment. 8 s. Potsdam, Germany, 25–26 June 1992.
- Habersatter, K. & Widmer, F. 1991. Oekobilanz von Packstoffen, Stand 1990. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). 167 + 95 s. Schriftenreihe Umwelt Nr. 132, Abfälle.
- Haes, U. H. A. de. 1992. General Framework for Environmental Life-Cycle Assessment of Products. In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Belgium. Life-Cycle Assessment. S. 21–28. Workshop report, 2–3 December 1991, Leiden, Netherlands.
- Heiskanen, E. 1992. Ekotaseet ja kulutushyödykkeitä koskeva päätöksenteko. Helsinki, Kuluttajatutkimuskeskus. 25 s. Keskustelualoitteita 2/92. ISBN 952–9671–09–1, ISSN 0789–6018.
- Hunt, R., Sellers, J. & Franklin, W. 1992. Resource and Environmental Profile Analysis: A Life Cycle Environmental Assessment for Products and Procedures. Preliminary manuscript. Elsevier Science Publishing Company, Inc. 28 s.
- Ingman, J. & Virtanen, Y. 1992. Tuotantojärjestelmien ja -teknologioiden tarkastelu elinkaarianalyysin avulla. Julk.: Pelkonen, M.(toim.) Kolmas jätehuollon tutkimusseminaari 1992. Otaniemi, Teknillinen korkeakoulu, Vesihuoltotekniikan laboratorio. S. 51–64. Julkaisu 12, Otaniemi, 23.–24.9.1992. ISBN 951–22–1234–X, ISSN 0785–3432.
- Janzen, D. C. 1992. Methodology for life cycle inventory. Workshop report: Life-Cycle Assessment. Belgia, Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe. 6 s. Potsdam, Germany, 25–26 June 1992.
- Jonsson, G., Karlsson, J. & Lindberg, B. 1990. Miljöprofilmodeller för förpackningar. Stockholm, Packforsk ja Emballage och Transportinstitutet. 82 s. Meddelande nr 140. ISSN 0284–2912.
- Juvonen, H. & Kaila, J. 1986. Yhdyskuntajätteen talteenottokokeilu pääkaupunkiseudulla – Keräyslasin talteenotto. Helsinki, Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV. 61 s. + liitteet. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 1987:2. ISBN 951–798–233–x, ISSN 0357–5470.

- Karjalainen, L., Lyytikäinen, H., Talola, M. & Viertiö, P. 1986. Pakattujen juomien jakelujärjestelmätutkimus; Tiivistelmä (raporteista 4 ja 5). Pakkausteknologiaryhmä r.y. 15 s.
- Karjalainen, L. & Ramsland, T. 1992. Pakkaus, Pakkausalan perusoppikirja. Helsinki, Pakkausteknologiaryhmä r.y. 275 s. ISBN 951-8988-12-9.
- Karjalainen, L. & Talola, M. 1984. Pakattujen juomien jakelujärjestelmätutkimus, osa 1: Ympäristövaikutukset. Pakkausteknologiaryhmä r.y. 45 s. PTR:n projekti no. 4.
- Karjalainen, L. & Viertiö, P. 1985. Pakattujen juomien jakelujärjestelmätutkimus, osa 2: Juomapakkausjärjestelmien kustannukset. Pakkausteknologiaryhmä r.y. 69 s. PTR:n raportti nro.5.
- Komission ehdotus pakkaus- ja pakkausjätedirektiiviksi COM (92) 278/7, 14.7.1992; Pakkausteknologiaryhmän suomenos. Liite 1 Pakkaustyöryhmän (1993) mietinnössä. 35 s. 18.9.1992
- Koskinen, O. 1990. Vehicle simulator. Helsinki, Liikenneministeriö. 13 s.
- Kärnä, 1992. Kuitutuotteiden ekotaseet. Suomen Pakkausyhdistyksen seminaari Elinkaarianalyysiin perustuva tuotteen ympäristövaikutusten arviointi. 1.12.1992, Helsinki.
- Leppänen, A. 1991. Elinkaarianalyysiin pohjautuva ympäristövaikutusten arviointi. Pakkausteknologiaryhmä PTR r.y. 6 s. (Pakkausalan ympäristökurssi 24.9.1991, Helsinki).
- Lundholm, M. & Sundström, G. 1985. Tetra Brik Aseptic Environmental Profile; Resource and environmental impact of Tetra Brik Aseptic carton and of refillable and non-refillable glass bottles. Malmö, G. Sundström ab. 174 s.
- Lundholm, M. & Sundström, G. 1986. Tetra Brik Environmental Profile; Resource and environmental impact of two packaging systems for milk, Tetra Brik cartons and refillable glass bottles. Malmö, G. Sundström ab. 206 s.
- Lübker, B., Virtanen, Y., Mühlberger, M., Ingman, I., Wallace, B. & Alber, S. 1991. Life-Cycle Analysis - Idea - An International Database for Ecoprofile Analysis, A Tool for Decision Makers. Laxenburg, Austria, International Institute for Applied Systems Analysis IIASA. 174 s. Working Paper WP-91-30.
- Miettinen, P. 1993. Software Tools in Life Cycle Assessment. In: Pedersen, B. Environmental Assessment of Products, A Course on Life Cycle Assessment. Helsinki, UETP-EEE & The Finnish Association of Graduate Engineers TEK. S. 47-54.
- Miettinen, P. & Pöyry, S. 1992. LCA and Eco-design Education Programme. Notes from the LCA-project meeting in London, May 12-13, 1992. Arranged by UETP-EEE (TEK), funding by COMETT. Not published. 25 s.
- Miljön och förpackningarna. Slutbetänkande av förpackningsutredningen 1991. Stockholm, Miljödepartementet. 325 s. + liitteet. Statens offentliga utredningar SOU 1991:76. ISBN 91-38-10871-2, ISSN 0375-250X.
- Ministry for Environment (Italy), 1992. Study for the Attribution of a European Ecolabel for Packaging. Draft, Rev. No 2 - June 1992. EEC. 185 s.

- Mäkilä, J.-P. & Siipola, A. 1992. Jätteiden syntypaikkalajittelukokeilu turkulaisissa kotitalouksissa. Turku, Ympäristönsuojelutoimisto. 103 s. Julkaisu 1/92.
- Neste. 1992. Öljystä muoveihin. 3. painos
- Nordic Council of Ministers. 1992. Product Life Cycle Assessment – Principles and Methodology. Århus. S.172–231. Nord 1992:9. ISBN 92 9120 012 3, ISSN 0903–7004.
- Oels, H.-J. & Schmitz, S. 1992. LCA for Packagings – The German Approach. In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Belgium. Workshop report: Life-Cycle Assessment. 9 s. Potsdam, Germany, 25–26 June 1992.
- Painilainen, A. 1991. Kierrättäminen – Lasin kirkas tulevaisuus. Lasiposti, kesäkuu 1991, s. 14–16.
- Pakkaustyöryhmä, 1993. Pakkaustyöryhmän mietintö. Helsinki, Ympäristöministeriö. 100 s. Ympäristönsuojeluosasto; työryhmän mietintö 73/1993. ISBN 0788–5954, ISSN 951–47–4856–5.
- Pedersen, B. & Christiansen, K. 1992. A Meta-review on Product Life Assessment. In preparation for the Nordic Council of Ministers. (Manuscript as of March 1992). 56 s.
- Poremski, H.-J. 1992. Principles on code of good conduct for life cycle assessment. In: Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Belgium. Workshop report: Life-Cycle Assessment. 18 s. Potsdam, Germany, 25–26 June 1992.
- Ramsland, T. 1988. Pakkausjätteen hyötykäyttömahdollisuudet. Espoo, Pakkausteknologiaryhmä r.y. 140 s. Raportti No. 16.
- Ryding, S.-O. 1991. From Cradle to Grave. Time to take the final step to adopt environmental priority strategies in product development and waste minimization. 23 s. Life Cycle Assessments workshop, Stockholm, May 21, 1991.
- Salste, M. 1992. Elinkaariajattelu kehitystä ohjaamassa – Eurooppastandardi valmis 1993. 8 s. Europakkaus- seminaari, Institute for International Research (Finland) IIR, 22.–23.4.1992 Helsinki.
- SETAC-Europe. 1992. Life Cycle Analysis. Newsletter. Vol.2, no 5, September 1992.
- SETAC-Europe. 1993. LCA-news. January 1993. Volume 3, issue 1. 4 s.
- Smet, B. de (eds.) 1990. Life Cycle Analysis for Packaging Environmental Assessment. Strombeek-Bever, B: Procter & Gamble European Tech. Center. Proceedings of the specialised workshop, Leuven, Belgium, September 24 and 25, 1990.
- Steen, B., Ryding, S.-O. 1992. The EPS-Enviro-Accounting Method. Göteborg, IVL (Institutet för Vatten- och Luftvårdforskning). 57 s. IVL-Report B 1080.
- Svenska Renhållningsverks-Föreningen & RVF Service AB. 1992. Verksamhetsberättelse 1991. Malmö. 25 s.

Tillman, A., Baumann, H., Eriksson, E. & Rydberg, T. 1991. Miljön och förpackningarna; Livscykelanalyser för förpackningsmaterial – beräkning av miljöbelastning. Bilagadel till förpackningsutredningens slutbetänkande. Chalmers Industriteknik. Stockholm, Miljödepartementet. 159 s. Statens offentliga utredningar SOU 1991:77. ISBN 91-38-10872-0, ISSN 0375-250X.

Vertanen, S. 1993. Matkakertomus. Diplomityömatka Ruotsiin 28.2.–5.3.1993. Aihe: pakkausten elinkaaritutkimukset.

KIRJALLISET TIEDONANNOT

IVO. 1993. Taulukot energiantuotannon jakaumista ja energiantuotannon päästöistä vuosilta 1991 ja 1992.

Rahkonen, M. 1993. 18.3.1993. Ahlström.

Rautavuori, A. 1993. 16.4.1993. Ahlström.

LIITE 1. ELINKAARIANALYYSIEN TIETOLÄHTEET

1 Tietokannat

Viitteitä pakkausten elinkaaritutkimuksiin liittyvistä artikkeleista ja kirjallisuudesta voi löytää ainakin seuraavista tietokannoista:

- **Pira**-tietokanta käsittelee mm. pakkauksia ja ympäristökysymyksiä. Siinä on lyhyitä kuvailevia tiivistelmiä lehtien artikkeleista, seminaariesitelmistä ja joistakin kirjoista. Tiivistelmät on koottu myös kuukausittain ilmestyviin tiivistelmäkirjasiin, joista pakkauksia käsittelee International Packaging Abstracts (IPA). Muut aiheet liittyvät mm. paperi-, paino- ja julkaisuteollisuuteen. Tietokantaa ylläpitää englantilainen Pira International ja se on mukana kansainvälisissä Dialog-, Data-Star-, Orbit- ja PFDS-tietopankeissa. Tietokanta ja kirjaset ovat saatavissa Teknillisen korkeakoulun kirjastossa (TKK) Espoossa. Piran kautta löytyi useita elinkaaritutkimuksia käsitteleviä artikkeleita ym.
- **FSTA** eli **Food Science and Technology Abstracts**, sekä osittain **Compendex Plus** ja **Applied Science & Technology Index** käsittelevät elintarviketeknologiaa, löytyvät mm. TKK:n kirjaston CD-ROM-tietokannoista (CD-ROM-levyt). Esimerkiksi FSTA:sta löytyi kuitenkin vain 2 viitettä elinkaaritutkimuksista.
- **ICONDA** eli **CIB International Construction Database**, sekä osittain **CITIS** ja **Appl. Science & Technol. Index** käsittelevät rakennusalaan jätehuolto mukaanluettuna, löytyvät mm. TKK:n kirjaston CD-ROM-tietokannoista.

2 Alan lehdet

Merkittävin elinkaariasioita käsittelevä lehtinen on SETAC:n julkaisema LCA-Newsletter (Life cycle analysis, Society of Environmental Chemistry and Toxicology, Brysseli). Lehtisessä on uusinta tietoa metodiikan kehityksestä, SETAC:n seminaareista, julkaisuista, kannanottoja ym. Elinkaarianalyysistä koskevia artikkeleita on julkaistu useissa pakkaus- ja elintarvikealan lehdissä, sekä myös muissa lehdissä.

3 Julkaisut

Elinkaarianalyysiin ja -arviointiin liittyen on järjestetty toistakymmentä kansainvälistä seminaaria viimeisen kolmen vuoden sisällä (1990 - 1993). Näistä n. 7 on ollut SETAC-Europein tai SETAC-USA:n järjestämiä ja niiden seminaarijulkaisut ovat hyviä elinkaaritutkimuksen ja -kehityksen tiedonlähteitä.

Pedersen ja Christiansen (1992) ovat luetelleet raportissaan yli 200 aiheeseen liittyvää julkaisua, joista lähes 80 koskee pakkauksia (vuosilta 1974- 1991). He ovat laatineet myös tuotteen mukaisen viitemuotoisen julkaisuluettelon, jossa esimerkiksi pakkaukset on vielä jaoteltu eri alaryhmiin (esim. juomapakkaukset; maito, nestemäiset puhdistusainepakkaukset, ym.).

LIITE 2/1

LIITE 2. ELINKAARIMALLIEN KUVAUKSET

1 Pakkauksia käsittelevät mallit

1.1 BOUSTEAD

Laitos: Industry Council for Packaging and the Environment (INCPEN), Warren Spring Laboratory & Open University, East Grinstead, Englanti.

Tuotteet: Pääasiassa juomapakkauksia.

Luokittelu: Määrällinen inventointimenetelmä.

Menetelmä: Tietokonepohjainen.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Maantieteellinen raja: Tietokanta sisältää arvoja useista Euroopan maista.
- * Elinkaaren raja: Hyvin yksityiskohtainen malli.

Parametrit:

- * Energia ja materiaaliressurit: Yksityiskohtaisesti. Eritelty uusiutuvat ja uusiutumattomat mineraalivarat.
- * Ilmapäästöt: Pöly, CO, CO₂, SO_x, NO_x, H₂S, merkaptani, NH₃, Cl₂, HCl, F, HF, HC, CHO, orgaaniset yhdisteet, Pb, Hg, metallit.
- * Vesipäästöt: COD, BOD, Pb, Fe, suola, happo, NO₃, Hg, metalli-ionit, NH₄, Cl, CN, F, S, liukenevat orgaaniset yhdisteet, suspendoituneet kiintoaineet, pesuaineet ja öljyt, HC, liuennut kloori, fenoli, liunneet kiintoaineet, P ja N.
- * Kiinteät jätteet: Jaettu painon ja tilavuuden mukaan eri ryhmiin: paperi, muovit, metallit, orgaaniset aineet, mineraalit, tuhka, muut.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Tietojen yhteenlasku, mutta ei aggregointia.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

1.2 CHALMERSIN MALLI

Laitos: Chalmers Industriteknik CIT, Ruotsi. CIT on Chalmersin teknillisen korkeakoulun yhteydessä oleva toimeksiantotutkimuslaitos, joka on tehnyt Ruotsin pakkausselvityksen elinkaaritutkimukset (Tillman ym. 1991). Osoite: Chalmers Teknikpark, S-412 88 Göteborg, Sweden.

Tuotteet: Pakkausmateriaalit, myös pakkauksia.

Luokittelu: Määrällinen inventointimenetelmä.

Menetelmä: Osittain tietokonepohjainen (DOS MS Windows), tietokonemalli LCA Inventory tool myytävänä ja sillä voi rakentaa itse prosessipuita.

Tuotteen määrittäminen:

- * Tuoteyksikkö: kg pakkausmateriaalia, juomapakkauksen tilavuus.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Energialähteet: Sähkön tuotantoa ei ole sisällytetty. Lämmöntuotannon ja kuljetusten päästöt laskettu käytetyn polttoaineen mukaan.
- * Raaka-aineen ottaminen luonnosta: Ei ole otettu huomioon vähemmän merkitseville raaka-aineille.
- * Raaka-aineiden epäpuhtaudet: Ei ole otettu huomioon.
- * Raaka-aineiden prosessointi: Ei ole otettu huomioon vähemmän merkitseville raaka-aineille.
- * Pääprosessi: Sisällytetty.
- * Vähittäiskauppoihin jakelu: Sisällytetty.
- * Käyttö: Sisällytetty jos sillä on olennainen merkitys.
- * Jätteiden käsittely: Sisällytetty.
- * Teknologian taso: Moderni teknologia.

Parametrit:

- * Energia: Polttoaine ja sähkö.
- * Ilmapäästöt: Pöly, CO, CO₂, SO₂, NO_x, NH₃, HCl, CH₄, fluoridit, haisevat yhd., ym.
- * Vesipäästöt: COD, BOD, öljy, fenoli, P, N, suspendoitunut aines.
- * Kiinteät jätteet: Painon mukaan. Kaatopaikalta tulevia päästöjä ei ole sisällytetty. Jätteenpolton päästöt on otettu huomioon ja talteenotettu lämpöenergia on vähennetty.

Lähtötiedot:

- * Tiedon lähteet: Suora mittaus, haastattelut, yrityskohtaiset tiedot, yleinen kirjallisuus.
- * Tiedon ikä: Vuoden 1991 selvityksessä suurin osa tiedoista oli tuoreita, osa oli n. vuodelta 1975.
- * Puuttuvat tiedot: Käytetty vakiopäästötekijöitä.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Tietojen yhteenlasku, mutta ei aggregointia.

Lähteet: mm. Pedersen ja Christiansen 1992.

1.3 IDEA (International Database for Ecoprofile Analysis)

Laitos: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Itävalta. Jatkokehittelyä mm. Valtion Teknillisessä Tutkimuslaitoksessa, Sähkö- ja automaatiotekniikan laboratorio, Espoo, Suomi.

Aihe/ teollisuusala: Yleinen tietokanta, erilaisia tuotteita ja tuotantoprosesseja.

Tuotteet: Polttoaineiden ottaminen luonnosta (antrasiitti, ruskohiili, öljy, maakaasu, puu), mineraalien louhiminen (kivet, bauksiitti, rautamalmi), energian muuntaminen, kuljetukset, epäorgaanisten ja orgaanisten kemikaalien tuotanto (mm. PET), lasin tuotanto, paperiteollisuustuotanto, alumiinin, raudan ja teräksen tuotanto, *juoma-pakkausten valmistus*, jätehuolto ja kierrätys. Sisältää tietoa yli 1000 nk. yksikkö-prosessista.

LIITE 2/3

Luokittelu: Määrällinen inventointimenetelmä.

Menetelmä: Tietokonepohjainen (dBASE IV).

Tuotteen määrittäminen:

- * Vaihtoehtojen valinta: Erilaisia skenaarioita.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Maantieteelliset rajat: Kansainvälinen.
- * Energialähteet: Vaihtelee.
- * Elinkaaren rajoituksia: Ei ole.
- * Teknologian taso: Huonoin, keskimääräinen ja paras saatavilla oleva.
- * Pääomahyödykkeet: Ei ole otettu huomioon.
- * Onnettomuudet/ poikkeavuudet: Ei ole otettu huomioon.

Parametrit:

- * Yksikköprosessien sisään- ja ulosmenevien virtausten paino, tilavuus ja energiasisältö.

Lähtötiedot:

- * Tiedon lähteet: Vaihtelevat.
- * Tiedon ikä: Vaihtelee.

Lähteet: Lübkert ym. 1991, Pedersen ja Christiansen 1992.

1.4 REPA (Resource and Environmental Profile Analysis)

Laitos: Midwest Research Institute, Kansas City, Missouri, USA. Myöhemmin: Franklin Associates, Prairie Village, Kansas, USA.

Tuotteet: Useita, mm. juoma- ja muita pakkauksia, kertakäyttö- ja kangasvaippoja.

Luokittelu: Määrällinen arviointimenetelmä.

Menetelmä: Tietokonepohjainen, suurin osa raporteista on yksityisiä (salaisia).

Kuvaus: REPA on amerikkalaisen Midwest Research Instituten (MRI) 1970-luvun puolessa välissä kehittämä menetelmä, joka arvioi tuotteiden energiatasapainoja ja päästöjä. Hyviä puolia ovat analyysimenetelmän selkeys ja tulosten havainnollisuus. Huonoja puolia menetelmässä ovat se, että USA:n tietoja käsitellään globaalisina, paikallisia vaikutuksia ei oteta huomioon, ja se, että päästöt ilmaistaan kiloina lopputuotetonna kohden, kokonaispäästöinä, joiden merkitystä ei selitetä tai arvioida (Leppänen 1991). MRI teki ilmeisesti ensimmäisen elinkaarianalyysiä muistuttavan tutkimuksen vuonna 1969 Coca Cola yhtiölle vaihtoehtoisista juomapakkauksista.

Tuotteen määrittäminen:

- * Sivutuotteiden vaikutukset on otettu huomioon painon mukaan, paitsi jätteet (sivutuotteet, joilla ei ole taloudellista arvoa), jolloin vaikutukset on osoitettu pelkästään päätuotteelle.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Maantieteelliset rajat: USA, ei paikallisia tietoja.
- * Elinkaaren rajoitukset: Ei ole, kaikki vaiheet on otettu huomioon.
- * Energialähteet: USA:n keskimääräiset.
- * Raaka-aineita, joiden osuus on alle 5 % lopullisesta tuotteesta, ei ole sisällytetty, mutta on varmistettu, että mitään tunnettua ympäristölle erityisen haitallista ainetta ei jätetä pois tällä menettelyllä.
- * Teknologian taso: Keskimääräinen teknologia.
- * Pääomahyödykkeet: Ei ole sisällytetty
- * Onnettomuudet/ poikkeavuudet: Ei ole sisällytetty.
Terveysvaikutuksia, riskinarviointia, henkilökunnan tarvetta, tai roskaamista ei ole sisällytetty.

Parametrit:

- * Energia: Prosessienergia, energian syöttämiseksi tarvittava energia ja raaka-aineiden energiasisältö on otettu huomioon. Tilojen lämmittämiseksi tarvittava energia ym. on jätetty pois jos se on ollut mahdollista. Yksikkö [J].
- * Materiaaliresurssit: Sisällytetty. Yksikkö [kg].
- * Vesi on käsitelty erillisenä parametrinä ja mitattu poistoveden mukaan. Yksikkö [l].
- * Ilmapäästöt: Pöly, CO, SO₂, NO_x, NH₃, CH₄, HF, Pb, Cl, Hg, haisevat rikkiyhdisteet, aldehydit ja muita org. aineita. Yksikkö [kg].
- * Vesipäästöt (23 parametria, mm): BOD, COD, öljy, fenoli, suspendoituneet ja liuenneet kiintoaineet, fluoridit, sulfidit, happo, alkali, metalli-ionit, ammoniakki ja syanidi. Yksikkö [kg].
- * Teollisuuden kiinteät jätteet: Sisältää poltosta ja kaivosjätteistä tulevat tuhkat, mutta ei kaivoksista poistettua hukkamateriaalia. Yksikkö [m³].
- * Kotitalousjätteet: 91 % kaatopaikkakäsittely ja 9 % polttoon.

Lähtötiedot:

- * Tiedon lähteet: USA:n keskimääräiset tiedot ja yleinen kirjallisuus silloin kun on ollut saatavilla.
- * Puuttuvat tiedot: Toisinaan korvattu insinöörien tekemillä laskelmilla perustuen materiaalitaseisiin.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Tietojen yhteenlasku: Vaihtoehtojen puutteen vuoksi kaikki yhden parametrin alla olevat arvot on laskettu yhteen painon mukaan, vaikka tekijät huomauttavat, että erilaisilla päästöillä on erilaisia vaikutuksia.
- * Tietojen yhdistely ilman painotusta: Eräissä heidän ensimmäisiin kuuluvassa tutkimuksessa (Welsh 1974 ja 1975) käytettiin kuitenkin monikriteerianalyysiä, jossa oli kiinteät painotustekijät eri parametreille: energia 40 %, ilmapäästöt 20 %, vesipäästöt 20 %, materiaalivarat 5 %, vesitilavuus 5 %, teollisuuden kiinteät jätteet 5 % ja kotitalousjätteet 5 %. Menetelmässä ei ollut eri päästökomponenttien aiheuttaman suhteellisen haitan luokittelua.
- * Vaihtoehtojen arviointi: Vain Welshin ym. 1974 ja 1975 selvityksissä on annettu vaihtoehtoillemme lopullinen järjestys.

Lähteet: Assies 1991, Pedersen ja Christiansen 1992, Janzen 1992.

LIITE 2/5

1.5 SIMAPRO

Laitos: Centre of Environmental Science CML, Leiden University, Hollanti. Uusi versio: Pré Consultancy, Hollanti.
 Osoite: P.O. Box 9518, 2300 RA Leiden, Netherlands.
 Puh: 31-71-277 477, Fax: 31-71-277 496.

Aihe/ teollisuusala: Useita mm. pakkausteollisuus.

Tuotteet: Useita, mm. maitopakkauksia.

Luokittelu: Määrällinen arviointimenetelmä.

Menetelmä: Hyvin samanlainen menetelmä kuin Öko-bilanz (EMPA/ BUS/ BUWAL). Tietokonepohjainen, yleisesti saatavissa.

Parametrit:

- * Ilmapäästöt: Kriittinen tilavuus eli ilmapäästöjen suhde saksalaisiin MAC-arvoihin, tuloksena "yksikköjä saastunutta ilmaa".
- * Vesipäästöt: Kriittinen tilavuus eli vesipäästöjen suhde EY-direktiiveihin vesipäästöistä (pintavedet, joita käytetään juomavetenä), tuloksena "yksikköjä saastunutta vettä".

Lähteet: Miettinen ja Pöyry 1992, Pedersen ja Christiansen 1992.

1.6 SUNDSTRÖMIN MALLI

Laitos: Sundström Miljöbalans AB, Malmö, Ruotsi.

Tuotteet: Pakkaukset ja juomien jakelu.

Luokittelu: Määrällinen inventointimenetelmä.

Menetelmä: Tietokonepohjainen, myytävissä harkinnan mukaan.

Kuvaus: Ruotsalaisen Gustav Sundströmin menetelmä on toimiva, sen tulokset ovat yksityiskohtaiset ja lähtökohdat on perusteellisesti selvitetty alan teollisuudesta. Tuloksien merkitystä ja ympäristövaikutuksia ei ole arvioitu (Leppänen 1991).

Tuotteen määrittäminen:

- * Tuoteyksikkö: Pakkauksen tilavuus.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Energialähteet: Vuosien 1985 ja 1986 selvityksissä jakauma oli seuraava (Ruotsi): 41 % ydinvoimaa, 56 % vesivoimasähköä, 3 % öljyä. Energian tuotannosta vain ilmapäästöt on otettu huomioon. Vesivoiman ja ydinvoiman ei ole katsottu aiheuttavan ympäristöhaittoja.
- * Raaka-aineen louhiminen: Ei ole otettu huomioon.
- * Raaka-aineiden epäpuhtaudet: Ei ole otettu huomioon.

- * Raaka-aineiden prosessointi: Ei ole otettu huomioon vähemmän merkitseville raaka-aineille.
- * Pääprosessi: Sisällytetty.
- * Vähittäiskauppoihin jakelu: Sisällytetty.
- * Käyttö: Ei ole sisällytetty, koska liian vaikea arvioida.
- * Jätteiden käsittely: Sisällytetty.
- * Teknologian taso: Moderni teknologia.

Parametrit:

- * Energia- ja materiaaliresurssit: Vähemmän merkitykselliset materiaalit kuten liimat ja maalit on käsitelty ilman kemiallista erittelyä. Tulokset on esitetty sekä raaka-aineiden energia-arvo sisällytettynä että ilman.
- * Ilmapäästöt: Pöly, CO, SO₂, NO_x, HCl, CH. Myös muita kuten aldehydejä, rikkiyhdisteitä, fluorideja, alkoholeja ja muita orgaanisia yhdisteitä.
- * Vesipäästöt: BOD, COD, CH, suspendoitunut ja liuennut aines, metallit. Myös S, P, N, NaCl, KCl, fluoridit, hapot ja KCO₃.
- * Kiinteät jätteet: Painon mukaan. Kaatopaikalta tulevia päästöjä ei ole otettu huomioon. Jätteenpoltossa talteenotettu lämpöenergia on vähennetty. Vuosien 1985 ja 1986 selvityksissä tutkittiin kahta jätteenkäsittelymenetelmää: 100 % kaatopaikkakäsittelyä ja 100 % polttoa. Jätteenpolton päästöistä on otettu huomioon Cl, S ja F. Vuoden 1990 selvityksessä on otettu huomioon vain käytön jälkeiset kiinteät jätteet, ei prosessin jätteitä, ja 55 % on poltettu, 35 % viety kaatopaikalle ja 10 % kompostoitu. Jätteenpolton päästöjä ei ole otettu huomioon.

Lähtötiedot:

- * Tiedon lähteet: Suora mittaus, haastattelut, yrityskohtaiset tiedot, yleinen kirjallisuus.
- * Tiedon ikä: Vuosien 1985 ja 1986 selvityksissä osa tiedoista oli tuoreita, osa oli n. vuodelta 1975. Tietokantaa päivitetään jatkuvasti.
- * Puuttuvat tiedot: Ilmoitettu nollassi.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Tietojen yhteenlasku, mutta ei aggregointia eikä merkityksen arviointia.

Lopputulokset: Päästöt kg / 1000 kg pakattua tuotetta, päästöt kg tai energia MJ/1000 litraa juomaa.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992, Jonsson ym. 1990.

1.7 UBA

Laitokset: Umweltbundesamt (rahoittaja), Berliini, Fraunhofer-Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung (ILV), München, Institut für Energie- und Umwelttechnologie (ifeu), Heidelberg, Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM), Wiesbaden, ja Industry Association for Food Technology and Packaging (IVLV), Saksa.

Tuotteet: Pakkaukset.

Luokittelu: Määrällinen inventointimenetelmä.

LIITE 2/7

Menetelmä: Osittain tietokonepohjainen (keskeneräinen vielä syksyllä 1992, Fraunhofer-Instituutti laatii ohjelmaa). Ohjelma toimii dialogin muodossa, eli ohjelma pyytää käyttäjältä tiettyjä syöttöjä ja esittelee vaihtoehdot.

Pääperiaatteet:

- * Inventoinnin ja arvioinnin erottelu toisistaan.
- * Elinkaaren muodostaminen toiminnallisten yksikköjen avulla, jolloin näitä yksikköjä (moduuleja) voidaan yhdistellä kussakin tilanteessa olosuhteiden mukaisesti.

Lähtötiedot:

- * Tiedot perustuvat todellisiin tuotteiden elinkaariin, prosessikohtaisiin tietoihin. Tiedot peräisin pakkausteollisuudelta. Jos halutaan keskiarvotiedot, tulee ne laskea kertomalla yksittäisten tuotteiden tiedot niiden myyntimäärillä. Tiedostoon kerätään myös Saksan keskimääräisiä tietoja, joita voi käyttää vain tietyille vähemmän merkitseville toiminnallisille yksiköille tapauksissa, joissa erityistietoja ei ole saatavilla. Myös parhaan ja pahimman tapauksen tietoja voidaan sisällyttää. Koska menetelmässä käytetään sekä yleisiä että erityisiä tietoja, sitä voidaan kutsua "likimääräiseksi ominaiselinkaaren inventoinniksi".
- * Tietojen ajanmukaisuutta tullaan tarkistamaan tietyin aikavälein.
- * Menetelmässä on mahdollisuus valita kuhunkin tilanteeseen sopivat energia- ja kuljetusyhdistelmät.

Järjestelmän raja:

- * Yhtenäiset järjestelmän rajat. Tulisi laatia luettelo ympäristöindikaattoreista, jotka tulee ehdottomasti ottaa mukaan analyysiin. Indikaattorit voisi rajoittaa sellaisiin, joita viranomaiset tarkkailevat (Saksassa esim. TA-Luft:ssa ja jätevesisäännöstyöissä mainitut). Tällöin myös tiedot ovat saatavilla ja mittausmenetelmät on standardoitu.
- * Sivuaineiden ympäristövaikutuksia ei ole tarkasteltu, sivuaineet on vain mainittu.
- * Onnettomuuksia ja riskimahdollisuuksia ei ole sisällytetty tässä vaiheessa.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Kaikki yksikkömoduulit lasketaan yhteen painottamalla yksiköitä niiden prosentuaalisella osuudella tuotteen valmistuksesta. Tietoja ei yhdistellä, vaan yhteenlasku tehdään kullekin päästökomponentille tms. erikseen.

Lähteet: Oels ja Schmitz 1992.

1.8 UMWELT-BILANZ

Laitos: Technical University of Berlin ja EF-Verlag, Berlin, Saksa.

Aihe/ teollisuusala: Useita.

Tuotteet: Juomapakkaukset ja henkilökohtaiset hygienia-tuotteet.

Luokittelu: Määrällinen inventointimenetelmä.

Menetelmä:

Järjestelmän määrittäminen:

- * Elinkaaren rajoitukset: Vuoden 1988 selvitys ei ota huomioon täyttöä ja jakelua.

- * Kuljetukset: Jäteautojen kuljetuskapasiteetti on arvioitu painon, eikä tilavuuden mukaan kuten pitäisi, jolloin niiden kuormituskyky olisi paljon pienempi.

Parametrit:

- * Energia- ja materiaaliressurit: Sisällytetty.
- * Ilma- ja vesipäästöt: CO₂ ei sisällytetty.
- * Kiinteät jätteet: Painon mukaan. Kaatopaikalta tulevia kaasumaisia päästöjä ei ole otettu huomioon. Jätteenpolton päästöjä on pidetty merkityksettöminä.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Ei tietojen aggregointia.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

1.9 ÖKO-BILANZ (EMPA/ BUS/ BUWAL)

Laitokset: Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), St. Gallen ja Bundesamt für Umweltschutz (BUS) – nykyisin Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, ja Technical University of Zürich, Sveitsi.

EMPA on neutraali ja toiminnallisesti itsenäinen kansallinen palvelu- ja tutkimuslaitos, joka tekee tieteellisiä tutkimuksia raaka-aineista, tuotteista, laitteista ja menetelmistä teollisuudelle, kaupalle, hallinnolle, ym.

Osoite: Unterstrasse 11, Postfach 977, CH-9001 St.Gallen, Switzerland
Puh: 071-209 141, Fax: 071-227 220, Telex: 881349.

BUWAL:n osoite: 3003 Bern.

Aihe/ teollisuusala: Useita mm. pakkausteollisuus.

Tuotteet: Useita, mm. juoma- ja muita pakkauksia.

Luokittelu: Määrällinen arviointimenetelmä.

Menetelmä: Tietokonepohjainen (PRIME). Öko-base II -ohjelma on kaupallinen ja saatavissa MIGROS Genossenschafts-Bundilta. Öko-base II käyttää uutta aggregointimenetelmää ja vanhempi Öko-base I Plus käyttää vanhaa aggregointimenetelmää. EMPA:n tietokanta on yleisölle avoin.

Kuvaus: Sveitsiläisestä **EMPA/BUS**-menetelmästä on käytössä kaksi eri versiota, Migros-ketjun kaupallinen ja St. Gallen-versio, jonka Ivo Frecker on uusinnut. Menetelmä on havainnollinen, se ilmoittaa "kriittiset vesi- ja ilmamäärät" eli kuinka monta kuutiometriä ilmaa tai vettä tuote "pilaa" elinkaarensa aikana tai tulee käyttää jotta päästöt voitaisiin laimentaa päästönormit alittaviksi. Lähtökohdat on Sveitsin olosuhteissa. Vuoden 1984 versio oli virheellinen selluprosessien osalta, mutta uudempi versio on jo korjattu (Leppänen 1991). Sveitsiläinen **BUWAL** on tuottanut menetelmän, jossa on käytetty termiä "ekologinen niukkuus" kuvaamaan sekä luonnonvarojen niukkuutta että ympäristön rajallista kykyä suodattaa päästöjä ja säilyttää kestävyystaso. Ekologinen niukkuus on ilmaistu

LIITE 2/9

ns. ekotekijöinä (Öko-Faktore), jotka kuvaavat todellisen (Sveitsin päästötilastojen mukaan) ja suurimman sallitun ympäristökuorman suhdetta. Ympäristövaikutus voidaan ilmaista yhdellä luvulla, jolloin menetelmää voidaan käyttää esimerkiksi ekomerkkiä myönnettäessä tai markkinoinnissa (Assies 1991).

Tutkimuksen määrittäminen:

- * Tutkimusten tarkoitus: Kulutustavaroiden materiaalien ympäristövaikutusten vähentäminen Sveitsissä.
Erilaisista materiaaleista on kerätty perustiedot, joita voidaan käyttää laskelmissa tuotteen suhteellisen koostumuksen mukaisesti.

Tuotteen määrittäminen:

- * BUS mainitsee yhdenmukaisuuden periaatteen selvityksissä (principle of symmetry) ja määrittelee tuotteen laatuvaatimukset pakkauksille: Sisällön, ympäristön ja kuluttajan suojeleminen, logistinen sopivuus, informaation, myynnin, mukavuuden, kustannusten ja ekologisten kriteerien vaatimukset täyttävä.
- * Tuoteyksikkö: Tuotteen käytön mukaan.
- * Sivutuotteiden huomioon ottaminen: BUS 1984 selvityksessä sivutuotteiden vaikutukset on otettu huomioon mielivaltaisesti. Myöhemmissä selvityksissä taloudellisen arvon omaavien sivutuotteiden arvot on vähennetty niiden energiasisällön perusteella. Polttoon sopimattomien aineiden energiasisältö on laskettu 1 MJ/kg mukaan. Kierrätetyn jätteen arvot on laskettu uusiotuotteelle (secondary product).

Järjestelmän määrittäminen:

- * Maantieteelliset rajat: Lähinnä käytetty Sveitsin omia tietoja ja lakiin perustuvia standardeja, noudattavat periaatetta "ei päästöjen maahantuontia". Ahbe ym. (1990) ovat ehdottaneet BUWAL:n mallissa erityisen "ekotekijän" käyttämistä silloin kun olosuhteet poikkeavat paljon Sveitsin oloista.
- * Elinkaaren rajoitukset: BUS 1984 selvityksessä tarkastelu päättyy, kun pakkausmateriaali on tuotettu. Raaka-aineen prosessointia ja pakkauksen valmistamista ei ole sisällytetty.
- * Resurssien käyttöä ei ole yleensä sisällytetty tietojen puuttumisen, arvioinnin vaikeuden, markkinamekanismien tai Sveitsin ympäristölainsäädännön vuoksi, jossa rajoitetaan ympäristövaikutukset koskemaan vain eläviä systeemejä. Vain energia-resurssit on sisällytetty, mutta ei luonnonvarojen louhimisen ja kierrättämisen osalta.
- * Energialähteet: (BUS 1984:) 48 % kivihiili, 17 % öljy, 24 % maakaasu, 11 % vesivoima ja ydinvoima, muunnettuna termiseksi hyötyenergiaksi ja sähköksi ja kerrottuna 33 % keskimääräisellä tehollisella hyötysuhteella. Myös poikkeavia lukuja on käytetty, esimerkiksi alumiinille, jonka tuotanto perustuu vesivoimaan.
- * Teknologian taso: Keskimääräinen teknologia.
- * Onnettomuudet/ poikkeavuudet: Ei ole sisällytetty.

Parametrit:

- * Energia: Feckerin v. 1990 kuvailema tietokonemalli mahdollistaa erilaisten yhdistelmien käytön. Energian tuotannon ilma- ja vesipäästöt on otettu huomioon. Yks. [MJ].
- * Materiaaliresurssit: Laskettu vain energia-arvon perusteella. Vesi, mineraalit ja metallit on jätetty huomioon ottamatta.
- * Ilmapäästöt: Yksityiskohtaisesti, koottu yhteen kriittisiksi ilmatilavuuksiksi [m³] eli laskettu yhteen yksittäisten päästöjen suhteet niiden saksalaisiin MIK-arvoihin (Maximale Immission Konzentration eli suurin laillisesti sallittu päästön pitoisuus

pitkääaikaisessa altistuksessa). Joissakin tapauksissa puuttuva MIK-arvo on ekstrapoloitu MAC-arvoista. Jos samaan aikaan esiintyy ongelmallisempiakin ilmansaasteita, on ehdotettu käytettäväksi ylimääräisiä tekijöitä.

- * Vesipäästöt: Yksityiskohtaisesti, koottu yhteen kriittisiksi vesitilavuuksiksi [m^3] eli laskettu yhteen yksittäisten päästöjen suhteet niiden sveitsiläisiin pintavesien päästörajoihin. Korjauksia on ehdotettu, jotta välttyttäisiin kahteen kertaan laskemiselta, sillä parametrit (esim. BOD, COD) eivät ole itsenäisiä.
- * Kiinteät jätteet: Laskettu kaatopaikalla vievän tilavuuden mukaan (paitsi esim. kivet), ja korjattu muuntoluvuilla jos jäte on mennyt polttoon tai kierrätykseen. Thalmann ja Humbel ovat v. 1985 ehdottaneet tapauksina eroteltaviksi jätteet, jotka aiheuttavat pohjaveden pilaantumisvaaraa tai ovat vaarattomia. Alumiinin tuotannon lietteitä, ydinjätteitä ja raskasmetalleja ei ole sisällytetty tiedon puutteen, ongelman tärkeydestä esiintyneiden erimielisyyksien tai sen merkityksettömäksi arvioimisen takia. Yksikkö [cm^3].

Lähtötiedot:

- * Tiedon ikä: Vuoden 1984 selvityksessä lasintuotannon luvut olivat viime aikaisia, mutta kartongin ja sähköntuotannon luvut olivat peräisin 1960-luvun lopulta. Mallia on kritisoitu siitä, että siinä on käytetty osittain liian vanhoja lähtötietoja.
- * Puuttuvat tiedot: Päästöt on joko jätetty huomioon ottamatta tai korvattu muilla päästöillä. Tätä on myös kritisoitu.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Tietojen aggregointi:
 - BUS 1984: Mallissa on tähdennetty, että arviointi tulee erottaa selvästi objektiivisesta tietojen keräyksestä. Kunkin parametrin alla tieto on yhdistelty kriittisten tilavuuksien perusteella (ympäristökuorman suhde hyväksyttävään kuormaan. Tässä yhteydessä on viitattu US EPA:n vastaavan tyyppiseen malliin. Resurssien loppuunkulumisen arvioimiseksi erilaiset fossiiliset polttoaineet on laskettu yhteen niiden energiasisällön mukaan. Öko-base I Plus- tietokoneohjelma käyttää tätä, vanhempaa aggregointimenetelmää.
 - BUWAL: Ahbe ym. (1990) ovat todenneet, että myös muita kuin Sveitsin arvoja voitaisiin käyttää aggregoinnissa. Arvot voisivat perustua kullekin päästölle herkimpään orga-nismiin. "Ekologisen niukkuuden" käsitteeseen perustuen he muuttivat aggregointi-menetelmää siten, että päästöt kerrotaan Sveitsin kokonaispäästöillä ja jaetaan Sveitsin sallittujen kokonaispäästöjen neliöllä. Tuloksena saadaan otsikoimattomia arvoja, ns. "öko-punkte" eli ympäristökuormapisteitä. Vastaavaa menettelyä sovelletaan kiinteille jätteille ja energialle. Kaikki parametrit ilmaistaan ympäristökuormapisteillä, jotka voidaan lopuksi yhdistää yhdeksi ainoaksi arvoksi. Öko-base II-tietokoneohjelma perustuu tähän uudempaan aggregointimenetelmään.

Lähteet: Assies 1991, Pedersen ja Christiansen 1992.

2 Muut mallit

2.1 EPS (Environmental Priority Strategies in product design)

Laitos: Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning IVL, Göteborg, Ruotsi.
 Osoite: P.O. Box 47086, S-402 58, Gothenburg, Sweden.
 Puh: +46-31-46 00 80, Fax: +46-31-48 2180.

LIITE 2/11

Aihe/ teollisuus: Yleinen metodologia.

Tuotteet: Voidaan käyttää erilaisten tuotteiden arviointiin. Arvioitu mm. henkilöautojen osia ja pakkauksia.

Luokittelu: Määrällinen arviointimenetelmä.

Menetelmä: Tietokonepohjainen (Windows/ Excel). Industriförbundet ja Volvo Personvagnar ovat olleet mukana rahoittamassa projektia.

Kuvaus: EPS-järjestelmä on tietokonepohjainen laskentamenetelmä ympäristövaikutusten arvioinnille ja arvottamiselle tuotesuunnittelussa. Aiempi versio mallista perustui useisiin painotustekijöihin, jotka olivat osittain teknisiä ja osittain taloudellisia. Energia- ja materiaalivarat painotettiin luonnonvaran tunnetun tai arvioidun olemassa olevan kokonaismäärän mukaan sekä arviotekijän mukaan, joka ilmaisi millä todennäköisyydellä muita resursseja voitaisiin käyttää korvikkeena. Päästöt käsiteltiin yksilöllisesti. Jokainen päästö painotettiin kuudella tekijällä, joilla arvioitiin:

1. Kuinka negatiivinen ympäristövaikutus on (ongelman tyyppi ja laajuus).
2. Ongelman frekvenssi tai intensiteetti.
3. Ongelman alueellinen laajuus.
4. Ongelman kesto.
5. Päästön (1kg ainetta) vaikutus ongelmaan ja osuus kokonaisvaikutuksista.
6. Ongelman korjaamisen mahdollisuudet ja kustannukset.

Edellä mainitut parametrit ilmaistiin ympäristökuorman yksikköinä, ns. ELU-arvoina (Environmental Load Unit). Kaikki ELU-arvot laskettiin yhteen elinkaaren eri vaiheilta ja lopputuloksena saatiin yksi luku, ELU/ kg materiaalia (Environmental Index, ympäristöindeksi). Luokittelua ja arviointia ei oltu eroteltu toisistaan. Pedersen ja Christiansen (1992) pitivät menetelmän joitakin arviointikohtia epäuskottavina niiden arvioitavuuden ja laskettavuuden kannalta. Menetelmää on käytetty mm. Volvon tehtailla arvioitaessa eri valmistusvaiheiden ympäristörasituksia tai etsittäessä uusia menetelmiä tai materiaaleja.

EPS:n versio 2.0 on nimeltään EPS Enviro-Accounting Method, ja siinä

1. Asetaan arvo ympäristömuutokselle.
2. Arvioidaan kuinka suuri vaikutus luonnonvaran loppuunkuluttamisella, päästöllä tai muulla toiminnolla on tähän ympäristömuutoksen arvoon.

Seuraavia tekijöitä voidaan arvioida: terveys, bioginen diversiteetti, tuotanto, luonnonvarat ja esteettiset arvot. ELU-arvot arvotetaan sen mukaan, mitä ollaan valmiita maksamaan siitä, että negatiiviset vaikutukset voidaan välttää. Yksi ELU vastaa yhtä ECU:a OECD-maissa (Steen ja Ryding 1992).

Lähteet: Assies 1991, Pedersen ja Christiansen 1992, Leppänen 1991, Steen ja Ryding 1992.

2.2 GEMIS (Gesamtemissions-Modell Integrierter Systeme), engl. TEMIS

Laitos: Öko-institut, Kassel, Saksa. Päättökimpuksen rahoittaja on ollut Ministry for Industry and Technology, Hessen.

Aihe/ teollisuus: Energiateollisuus.

Tuotteet: Energiajärjestelmät perustuen öljyyn, kaasuun, ruskohiileen, ligniiniin, uraaniin, biomassaan, lämmönvaihtoon (heat exchange) ym. Lisäksi energia- ja päästöarvoja rakennusmateriaaleille.

Luokittelu: Monipuolinen arviointimenetelmä.

Menetelmä: GEMIS on tietokonepohjainen malli, yleisesti käytettävissä.

Tuotteen määrittäminen:

- * Tuoteyksikkö: Energian käyttö (energy services).
- * Sivutuotteiden huomioon ottaminen: Prosessin kaikki vaikutukset kohdistetaan päätuotannolle jos sivutuotteille ei ole käyttöä.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Maantieteelliset rajat: Päästöt jaettu paikallisiin, valtion sisäisiin ja ulkopuolisiin.
- * Raaka-aineiden louhiminen: Hyvin yksityiskohtaisesti.
- * Jätteiden käsittely: Hyvin yksityiskohtaisesti.
- * Pääomahyödykkeet: Sisällytetty.
- * Onnettomuudet/ poikkeavuudet: Laadullinen arviointi.

Parametrit:

- * Materiaalivarat: Laadullinen arviointi.
- * Ilmapäästöt: SO₂, NO_x, pöly, CO₂.
- * Vesipäästöt: Laadullinen arviointi.
- * Kiinteät jätteet: Laadullinen arviointi.
- * Maisema ja tilankäyttö: Laadullinen arviointi.
- * Radioaktiivinen saaste: Laadullinen arviointi.
- * Hajut: Laadullinen arviointi.
- * Terveys: Laadullinen arviointi.
- * Lisäksi tarkasteltu tapauskohtaisia erityispiirteitä, kuten räjähdysvaaraa ja öljytankkereiden onnettomuuksia.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Ei aggregointia.
- * Vaihtoehtojen arviointi: Laadullisten arviointien luokittelu erilaisilla painoarvoilla. Mitta-asteikkojen käyttö antamaan paremman yleisnäkemyksen erilaisista näkökohdista.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

LIITE 2/13

2.3 IMA (Integrated Material Assessment)

Laitos: Danish Technological Institute, Tåstrup, Tanska.

Aihe/ teollisuus: Polymeeriteollisuus ym. Ympäristö- ja terveysvaikutusten arviointi seuraavilta materiaaleilta: PVC ja sen vaihtoehdot PE, PP, PS, PET, PUR, synteettinen kumi (kautsu), puu, paperi, pahvi, alumiini. Lisäksi muita materiaaleja.

Luokittelu: Monipuolinen, mutta ei täsmällinen arviointimenetelmä.

Menetelmä:Tutkimuksen määrittäminen:

- * Selvityksen tarkoitus: Ympäristösäännökset.
- * Osallistujat: Työntekijäjärjestöt ja teollisuus.

Tuotteen määrittäminen:

- * Vaihtoehtojen valinta: Asiantuntijapohjainen.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Maantieteelliset rajoitukset: Ei ole.
- * Energian lähde: Ei ole otettu huomioon.
- * Raaka-aineiden louhiminen: Ei ole otettu huomioon.
- * Raaka-aineiden prosessointi: On otettu huomioon, mutta ei lisäaineille.
- * Pääprosessointi: Ei ole järjestelmällisesti otettu huomioon.
- * Teknologian taso: Keskimääräinen teknologia.
- * Onnettomuudet/ poikkeavuudet: Parametrinä.

Parametrit:

- * Energia- ja materiaalivarat.
- * Kaikki tunnetut ja asiaankuuluvat päästöt ja vaikutukset ympäristöön ja työympäristöön, painotus kemikaalien kroonisilla terveysvaikutuksilla.
- * Onnettomuudet, erityisesti suuret tulipalot.

Lähtötiedot:

- * Tiedon lähteet: Yleinen kirjallisuus, tietokannat ja asiantuntijalausunnot.
- * Tiedon ikä: Vaihteleva.
- * Puuttuvat tiedot: Varovainen arviointi.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Ei tiedon käsittelyä.
- * Vaihtoehtojen arviointi: Elinkaaren/ parametrimatriisin jokaisen elementin laadullinen vertailu yleisten johtopäätösten saamiseksi.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

3.2.4 PRODUKTLINIENANALYSE (PLA)

Laitos: Öko-institut, Freiburg, Saksa.

Aihe/ teollisuusala: Useita.

- Tuotteet:** Pesuaineet, huonelämmitysjärjestelmät, rakennukset, turismi, tiskaus käsin ja koneella, kasvinsuojeluaineet, vauvan vaipat, posliini- ja PS-astiat, aurinkokennot, selluloosa/puuvilla ym.
- Luokittelu:** Laaja, muttei tarkka, laadullinen inventointimenetelmä.
- Kuvaus:** PLA:ssa on hyvin monipuolinen lähestymistapa. Itse asiassa PLA ei ole yksi malli, vaan tietyn tyyppisten menetelmien yhteisnimeke. Näissä menetelmissä tarkastellaan ympäristövaikutusten lisäksi myös taloudellisia ja sosiaalisia kysymyksiä. PLA:iin sisältyy käytännöllisesti katsoen kaikki kappaleessa 4 luetteloidut vaiheet paitsi tietojen aggregointi. Menetelmä on iteratiivinen: ensimmäinen järjestelmällinen analyysi on laaja-alainen ja avoin, myöhemmin selvitetään tarkemmin alkuanalyysissä tärkeiksi määriteltyjä alueita.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

3.2.5 SUSTAINABILITY ASSESSMENT

- Laitos:** Interdisciplinary Centre, Technical University of Denmark, Lyngby, Tanska.
- Aihe/ teollisuus:** Maatalous ja elintarviketeollisuus.
- Tuotteet:** Liha, leipä ja maataloudessa käytettävät aineet.
- Luokittelu:** Monipuolinen, muttei tarkka, laadullinen arviointimenetelmä.
- Kuvaus:** Produktlinienanalysen (PLA) tapainen, hyvin monipuolinen parametrien määrittely, iteratiivinen menettely ja kaikkien kiinnostuneiden osapuolten mukaanotto (myös työntekijät ja kuluttajat).

Eroaa PLA:sta siten, että perustuu pitkälti aggregointiin sekä muodolliseen arviointimenettelyyn, "kestävän kehityksen" (World Commission on Environment and Development 1987) periaatteiden mukaisesti. Lisäksi käyttää eettistä argumentointia perustuen sopimusteoriaan (contract theory, Rawls 1971) parametrien tai vaihtoehtojen järjestämiseksi, jotta monikriteeripäätösten määrä vähenisi.

Päästöt tulisi laskea ja aggregoida resurssien kulutuksen mukaan, joko suoraan ympäristövarojen kulutuksen mukaan tai epäsuoraan niiden ylimääräisten tuotannossa tarvittavien resurssien mukaan, joilla voidaan estää päästöt tai lievittää vahinkoja. Vertailtaessa erilaisten resurssien kulutusta kestävä resurssien käyttö määritellään seuraavasti: käyttää uusiutumattomia resursseja kierrättäen ja uusiutuvia siten, että niiden luonnollista uusiutumismuutosta ei ylitetä. Jollei mikään tutkimuksen vaihtoehto täytä kestävyysmääritelmää tulee menetellä seuraavasti: jos vain yksi luonnonvara ei täytä määritelmää, tulee valita vaihtoehto, jossa käytetään vähiten tätä luonnonvaraa; jos on useampia tällaisia luonnonvaroja, tulee suosia uusiutuvien luonnonvarojen käyttöä. Jos kaikissa vaihtoehtoissa on uusiutumattomia luonnonvaroja, jotka eivät täytä määritelmää, nämä luonnonvarat tulisi jättää pois laskuista. Jos useissa vaihtoehtoissa on uusiutuvia luonnonvaroja, jotka eivät täytä kestävyysmääritelmää, valitaan vaihtoehto, jolla on pienin "kestävyyslukujen" summa

LIITE 2/15

(sustainability ratios, yksittäisen luonnonvaran kulutus jaettuna sen luonnollisella uusiutumisvauhdilla).

Menetelmästä ollaan kehittämässä tietokonepohjaista opetusvälinettä.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

3 Muita elinkaaritutkimuksia

Pedersen ja Christiansen (1992) ovat käsitelleet menetelminä myös kuluttajatutkimuksia ja ympäristömerkintäselvityksiä, jotka ovat oikeastaan elinkaarianalyysin sovellutuksia, sekä SETAC:n menetelmän kehittelyä, Hofmeister- ja Umwelt-controlling-menetelmiä, jotka ovat pikemmin kannanottoja menetelmien kehittämiseksi kuin varsinaisia malleja.

3.1 HOFMEISTER

Laitos: Technical University of Berlin, Section for agricultural development, Saksa.

Aihe/ teollisuusala: Materiaali- ja energiataseet.

Luokittelu: (Käytännöllisen laaja ja yksityiskohtainen inventointimenetelmä.) Ei ole malli, vaan tutkimus materiaali- ja energiataseista.

Kuvaus: Bechmann ym. ovat laatineet v. 1987 raportin ympäristöllisestä laskemisesta ja katsauksen seitsemästä materiaali- ja energiataseesta ja Hofmeister on laatinut v. 1989 raportin, jossa on tarkasteltu metodologisia näkökohtia ja 23 materiaali- ja energiatasetta. Näihin perustuen on todettu seuraavaa: Perinteisillä materiaali- ja energiataseilla on monia yhtäläisyyksiä tuotteiden elinkaarianalyysien kanssa, sillä nekin tarkastelevat koko materiaalivirtaa, säästöjä, raaka-aineen ja tuotteen laatua sekä vaihtoehtoisia käyttömahdollisuuksia, vaikka pääsy näihin taseisiin onkin ollut taloudellisen arvon kasvattaminen ja kustannusten vähentäminen.

Yleensä tiedot ovat rajoittuneet tutkimuksen kohteena olevaan yritykseen. Yksityiskohtaisuuden aste ja johtopäätökset ovat vastanneet selvästi suunnittelijan intressejä. Hofmeister varoittaa elinkaarianalyysin väärinkäytöstä, mutta toteaa, että monipuolisella, yhdistävällä laskentaperiaatteella voi olla oma dynamiikkansa, joka voi nostaa sen kapeiden intressien yläpuolelle.

Hofmeister luokittelee kaikki päästöt ja sivutuotteet sivutuotteiksi. Hän pohtii materiaali- ja energiataseiden sopivuutta onnettomuuksien ja työolosuhteiden arvioimiseksi. Hän ehdottaa yritys kohtaisten ja seudullisten taseiden yhdistettyä järjestelmää ympäristösuunnittelun osaksi.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992

3.2 KULUTTAJATUTKIMUKSET

Laitos: Esimerkiksi Stiftung Warentest, Stiftung Verbraucherinstitut ja aikakauslehdet Öko-test ja Prüf mit, Saksa.

Aihe/ teollisuus: Kemianteollisuus.

Tuotteet: Pesuaineet, puhdistusaineet, tiskaus koneella ja käsin, veden kalkinpoisto- ja ioninvaihtoaineet, WC-puhdistusaineet, tiskikoneet, tekstiili- ja paperivaipat.

Luokittelu: Käytännöllisen laaja ja yksityiskohtainen arviointimenetelmä.

Kuvaus: Ei yleistä menetelmää. Jokaisella tutkimuksella on oma menetelmänsä, joka on yleensä hyvin yleisluonteinen ja kapea-alainen. Kuitenkin kuluttajatutkimuksilla on joitakin kiinnostavia näkökohtia, kuten:

- Ne selvittävät usein käytön tehokkuutta ja samalla epäsuorasti resurssien kulutusta, ainakin kotitaloudessa.
- Ne käsittelevät usein vaihtoehtojen valintaa, tuotteen laatua ja tuoteyksikön määrittämistä yksityiskohtaisesti.

Parametrit:

* Vaihtelevat paljon tutkimuksesta riippuen; toisissa on laadullinen arviointi, joissakin käsitelty mm. vesipäästöjä: TOC, COD, BOD, kokonaissuolapitoisuus, PEC/NOEC -suhde (Predicted Environmental Concentration/ No Observed Effect Concentration) fosforille, puhdistusaineille ja boorille, jätevedenkäsittelyn kustannukset, jätevesilietteen kertyminen, vaikutukset juomavesihuoltoon (mm. raskasmetallien vapautuminen). Toisinaan on käsitelty kiinteitä jätteitä, esimerkiksi pakkausjätteitä.

Tiedon käsittely ja arviointi:

* Usein tietojen aggregointia.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

3.3 SETAC

Laitos: Society of Environmental Toxicology and Chemistry. SETAC-Europe, Brysseli, Belgia ja SETAC-USA. SETAC-Europen osoite: Avenue E. Meunier 83, Box 1, 1200 Brussels, Belgium.
Puh: +32-2-772 9080, Fax: +32-2-772 6835.

SETAC on voittoa tuottamaton järjestö, joka on mukana ympäristöongelmiin liittyvissä selvityksissä. Elinkaarianalyysiin liittyen SETAC:lla on erillinen SETAC-LCA ryhmä, joka yrittää luoda kansallisesti ja maailmanlaajuisesti hyväksyttäviä menetelmiä ja tietokantoja elinkaarianalyysiä varten sekä edistää sen käyttöä ja siihen liittyvän teknologian kehittymistä. SETAC järjestää mm. elinkaarianalyysiin liittyviä seminaareja ja julkaisee niiden aineistoa. Järjestön Euroopan osasto julkaisee kahdesti kuukaudessa ilmestyvää Life cycle analysis uutislehtistä.

LIITE 2/17

Luokittelu: (Määrällinen inventointimenetelmä.) Ei ole menetelmä, vaan pyrkii harmonisoimaan ja kehittämään elinkaarianalyysin metodologiaa.

Menetelmä: Perustuu Smugglers Notchin seminaarin julkaisuun (Fava ym. 1991). Myöhemmissä seminaareissa menetelmää on edelleen kehitetty.

Tutkimuksen määrittäminen:

- * Tarkoitus: ilmoitettava täsmällisesti.
- * Osallistujat: Vertaisarviointimenetelly mallin kehittelyn kriittisissä vaiheissa ja ennen julkaisemista.

Tuotteen määrittäminen:

- * Sivutuotteiden huomioon ottaminen: 50% päätuotteelle, 50% sivutuotteelle kunnes parempi menetelmä kehitetään.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Elinkaaren rajoituksia: Ei yhtään.
- * Jätteen käsittely: Laaja tarkastelu.
- * Kuljetukset: Laaja tarkastelu (Fava ym. ehdottavat tarkasteltavaksi myös tuotteen hävikkiä, pakkaamista, melua, ja luonnonympäristön häiriintymistä).

Parametrit:

- * Energia: Sisällytetään.
- * Päästöt ilmaan, veteen ja maahan: Yksityiskohtainen inventointi perustuen massa- ja energiataseisiin ja erilaisiin jätteenkäsittelytekniikoihin. Ehdotus jaotella päästöt niiden ympäristövaikutusten mukaan.

Lähtötiedot:

- * Tiedon lähteet: Mieluiten yrityskohtaisesti.
- * Puuttuvat tiedot: Osoitettava selvästi. Alle havaintorajan oleville arvoille käytettävä raja-arvoa.

Tiedon käsittely ja arviointi:

- * Tietojen yhteenlasku, mutta ei aggregointia.
- * Tiedon kelpoisuus: Herkkyysanalyysillä.
- * Vaihtoehtojen sovitus: Erillisessä elinkaaren parannusanalyysissä, mahdollisesti optimointina. Leidenin seminaarissa vuonna 1991 määriteltiin parannusanalyysin tilalle arviointi-vaihe.
- * Vaihtoehtojen arviointi: Erillisessä vaiheessa.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

3.4 UMWELT-CONTROLLING

Laitos: Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung, Berlin, Saksa.

Aihe/ teollisuusala: Yleinen metodologia.

Luokittelu: Käytännöllisen laaja ja yksityiskohtainen inventointimenetelmä.

Tuotteet: Sovellettu pakkausyritykseen ja mineraalikutukattolaattojen valmistukseen.

Kuvaus: Kehitetty tietokoneella toimivaksi työkaluksi. Perustuu energia- ja materiaalitaseiden ajatukseen kuten Hofmeisterin tarkastelu. Kehitetty "ekologisten taseiden" -periaate, joka sisältää yritystaseen, prosessitaseet ja tuotetaseet. Yrityksen sosiaaliseen kokoonpanoon liittyen on pohdittu, miten tarpeellinen tieto voisi siirtyä yrityksen sisällä ja mikä rooli yrityksen eri osastoilla voi olla ympäristötiedon tarkkailussa.

* Tarkoitus: Muodostaa yrityksen muihin tarkkailujärjestelmiin yhdistetty ekologisten taseiden jatkuva tarkkailu, jossa on myös päätöksentekomenettely.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

3.5 YMPÄRISTÖMERKINNÄT

Laitos: Useita, mm.: Saksa, Englanti, Kanada, USA, Suomi, OECD, EY.

Aihe/ teollisuus: Kaikki paitsi lääketeollisuus.

Tuotteet: Useita.

Luokittelu: (Käytännöllisen laaja ja yksityiskohtainen arviointimenetelmä.) Ei ole tietty menetelmä, vaan elinkaarianalyysin sovellutuskohde.

Menetelmä:

Tutkimuksen määrittäminen:

- * Tarkoitus: Ympäristömerkintä.
- * Osallistujat: Merkin myöntää lautakunta, johon kuuluu mm. ympäristö- ja kuluttajajärjestöjen edustajia. Kanadassa on yleisöllä 60 päivän kannanotto-mahdollisuus. EY:n ekomerkintälautakuntaan kuuluu vain hallitusten viranomaisia ja muut intressit ovat edustettuina vain neuvoa antavassa toimikunnassa.
- * Tutkimuksen asiaankuuluvuus: Tuoteryhmät valitaan merkintään yleensä niiden merkityksellisyys mukaan.

Tuotteen määrittäminen:

- * Tuotteen laatu: Jotkut ohjelmat määrittelevät yksityiskohtaiset tuotteen laatustandardit.
- * Vaihtoehtojen valinta: Tarkoitus on arvioida kaikkia tuotteita, jotka täyttävät saman tarpeen, mutta määritelmät vaihtelevat ja tästä on syntynyt kritiikkiä. Tuoteryhmiä on valittu merkintää varten eri syistä: tuotteen osuus jätevirrasta on merkittävä tilavuutensa, painonsa tai myrkyllisyytensä vuoksi, tuote tarjoaa merkittävää ympäristöhyötyä, tuote on helppo arvioida tai tuote on kuluttajien mielestä ympäristön kannalta tärkeä ja yleisesti käytetty. Joitakin tuoteryhmiä taas on kieltäydytty merkitsemästä seuraavista syistä: koko tuoteryhmän suuret ympäristöhaitat, terveydelle vaaralliset aineet, muu merkintä tai lainsäädäntö, esimerkiksi lääkkeille ja elintarvikkeille ei voi myöntää ekomerkkiä.

Järjestelmän määrittäminen:

- * Maantieteelliset rajat: Yleensä valtion sisäiset.

LIITE 2/19

- * Elinkaaren rajoitukset: Tarkoitus arvioida koko elinkaari, mutta keskittyvät silti usein yhteen tai muutamaaan avainkriteeriin elinkaaren alustavan tarkastelun jälkeen.
- * Teknologian taso: Moderni tai paras saatavilla oleva teknologia. Ohjelmien tarkoitus on myös edistää tuotekehittelyä.

Parametrit:

- * Energia: Sisällytetty.
- * Materiaalivarat: Erityisesti vesi ja vaarallisten ja myrkyllisten materiaalien sisältö.
- * Ilmapäästöt: Sisällytetty.
- * Vesipäästöt: Periaatteessa sisällytetty, mutta käytännössä ei ole käytetty kriteerien perustana.
- * Kiinteät/ ongelmajätteet: On otettu huomioon paristoilla, vaipoilla ja hajoavilla muoveilla. Toisinaan on otettu huomioon jätteiden paino tai tilavuus.
- * Maisema ja tilankäyttö: Roskaumahdollisuus on joskus otettu huomioon.
- * Lämpö, melu ja värinä: Melu on otettu huomioon ainakin Saksan ohjelmassa.
- * Kuluttajanäkökohdat: Kanadan ohjelma vaatii maalinvalmistajia tiedottamaan kuluttajille ympäristövastuullisista jätteen hävittämistavoista.
- * Taloudelliset kustannukset: Joissakin ohjelmissa edellytetään, että tuotteen hinta ei saa olla liian paljon korkeampi kuin muiden vastaavien tuotteiden. Joissakin ohjelmissa veloitetaan ekomerkin saajalta maksu, joka on tietyn markkinaosuuden suuruinen ja epäsuorasti riippuvainen tuotteen hinnasta.
- * Muita kriteereitä: Kierrätetyn materiaalin määrä tuotteessa, kierrätettävyyys, uudelleen käytettävyyys, hajoavuus, parempien prosessien käyttö.

Lähtötiedot:

- * Tiedon lähteet: Yrityskohtaista tiedonhankintaa on ehdotettu.
- * Tiedon ikä: Esimerkiksi Saksassa merkki myönnetään kolmeksi vuodeksi kerrallaan.

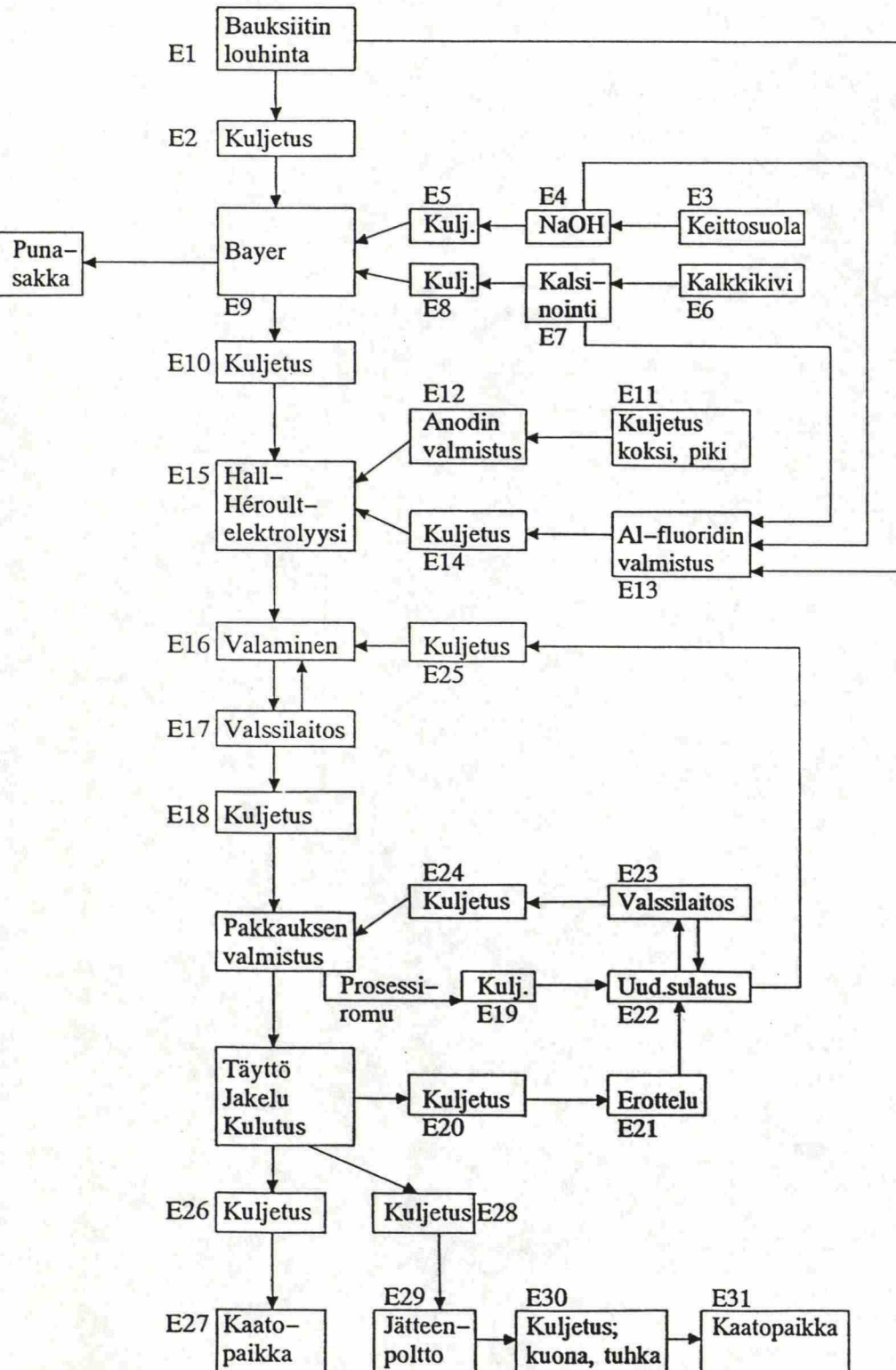
Vaihtoehtojen arviointi:

- * Lautakunta.

Lähteet: Pedersen ja Christiansen 1992.

LIITE 3. PAKKAUSMATERIAALIEN VIRTAAUSKAAVIOT RUOTSIN PAKKAUSSELVI- TYKSEN MUKAAN (Tillman ym. 1991)

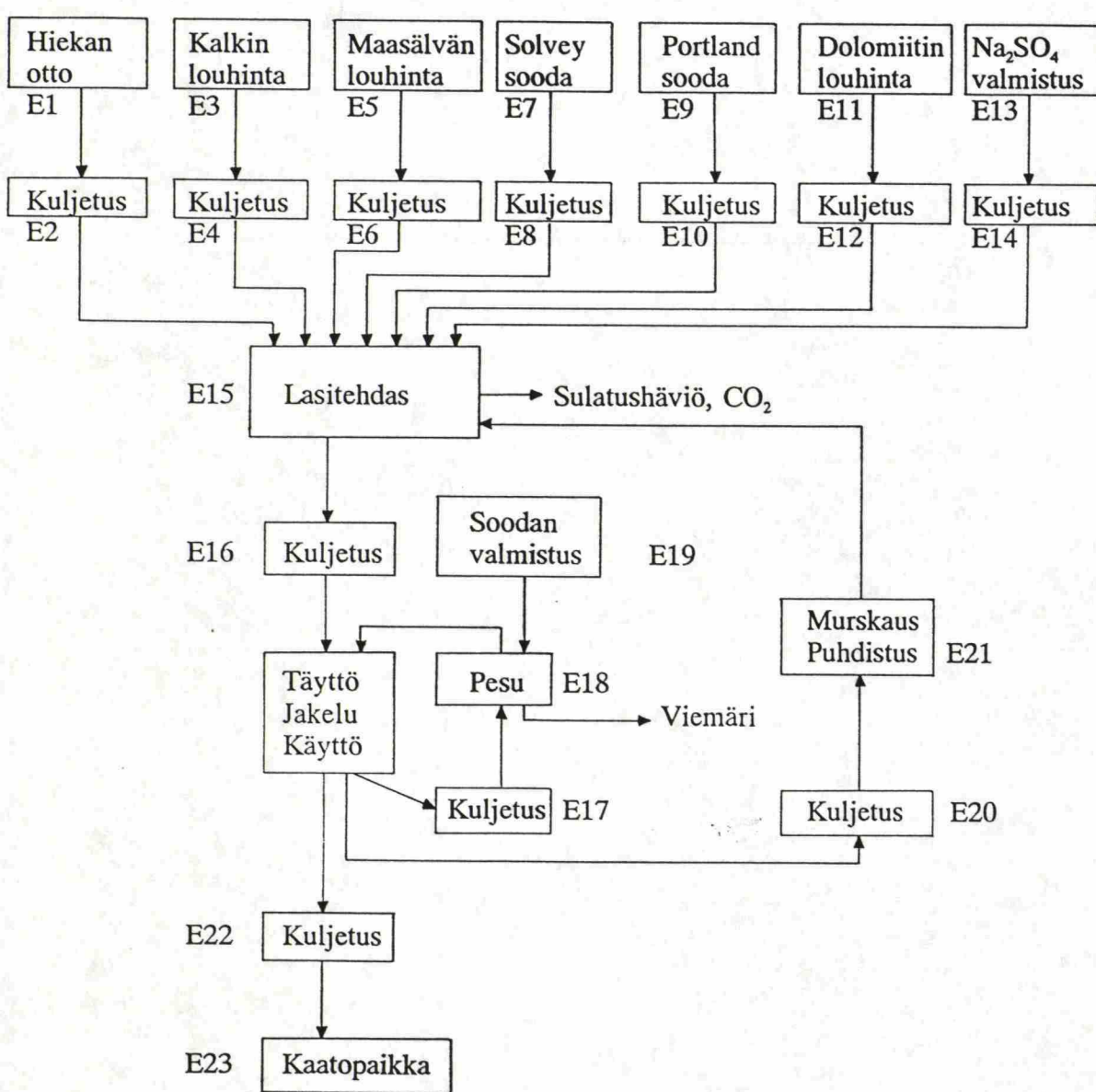
LIITE 3/1. ALUMIININ VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA




```

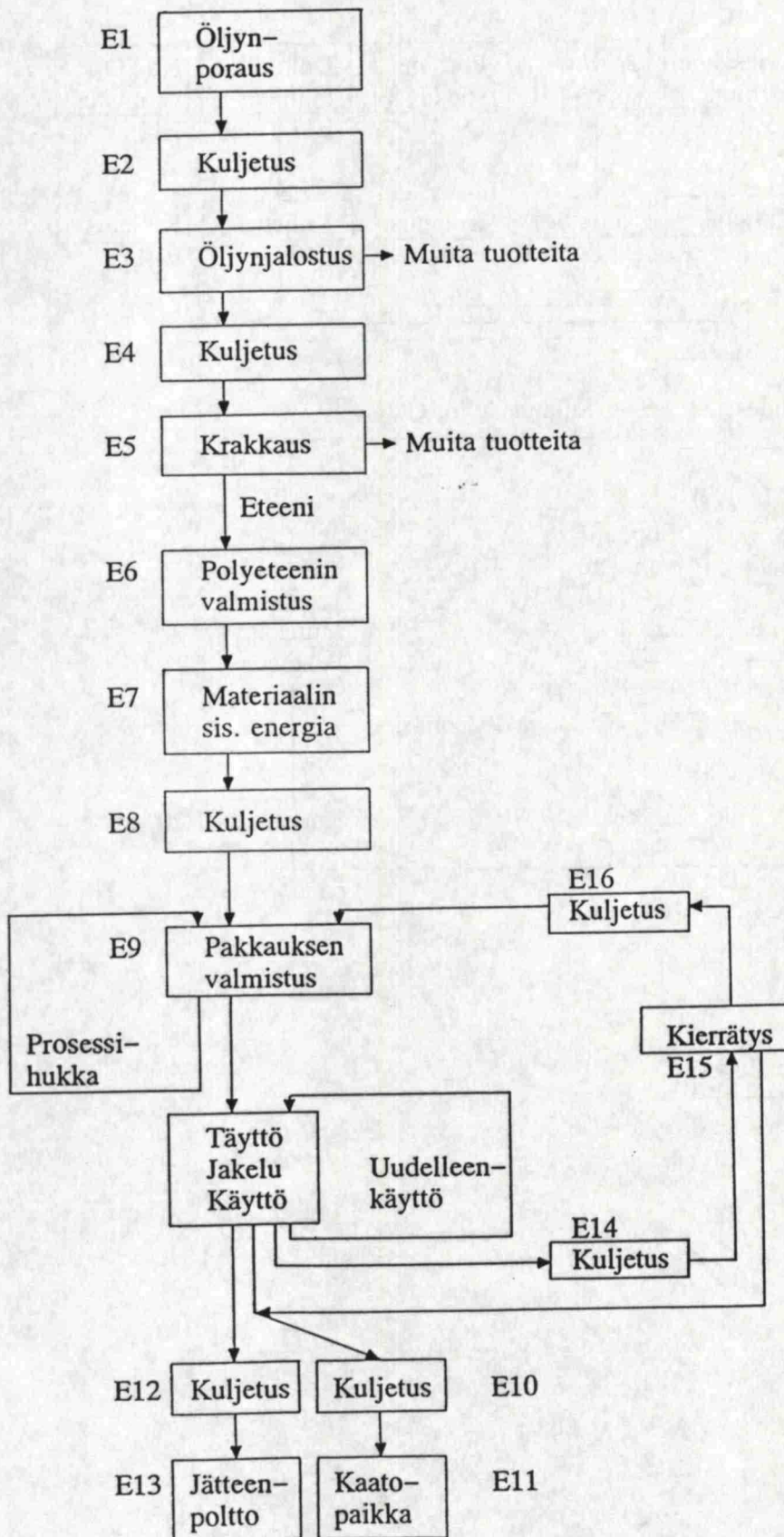
graph TD
    Malmin_louhinta[Malmin louhinta] --> Kaivosjäte[Kaivosjäte]
    Malmin_louhinta --> Murskaus[Murskaus Jauhatus]
    Murskaus --> Kuljetus1[Kuljetus]
    Kuljetus1 --> Sintraus[Sintraus]
    Sintraus --> Pelletit[Pelletit]
    Pelletit --> Kuljetus2[Kuljetus]
    Kuljetus2 --> Masuuni[Masuuni]
    Masuuni --> Raakarauta[Raakarauta]
    Raakarauta --> LD_konverteri[LD-konverteri]
    LD_konverteri --> Teräs[Teräs]
    Teräs --> Valu1[Valu]
    Valu1 --> Kuumavalssaus1[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus1 --> Kuljetus3[Kuljetus]
    Kuljetus3 --> Kylmavalssaus[Kylmavalssaus]
    Kylmavalssaus --> Ohut_pelti[Ohut pelti]
    Ohut_pelti --> Kuljetus4[Kuljetus]
    Kuljetus4 --> Mahd_tinaus[Mahd. tinaus]
    Mahd_tinaus --> Teräs_pelti[Teräs/ pelti]
    Teräs_pelti --> Kuljetus5[Kuljetus]
    Kuljetus5 --> Pakkauksen_valmistus[Pakkauksen valmistus]
    Pakkauksen_valmistus --> Kuljetus6[Kuljetus]
    Kuljetus6 --> Kaatopaikka[Kaatopaikka]
    Pakkauksen_valmistus --> Kuljetus7[Kuljetus]
    Kuljetus7 --> Puristus_Paloittelu[Puristus/ Paloittelu]
    Puristus_Paloittelu --> Jätettä1[Jätettä]
    Puristus_Paloittelu --> Kuljetus8[Kuljetus]
    Kuljetus8 --> Tinan_valm[Tinan "valm."]
    Tinan_valm --> Mahd_tinaus
    Tinan_valm --> Lakan_valmistus[Lakan valmistus]
    Lakan_valmistus --> Pakkauksen_valmistus
    Pakkauksen_valmistus --> Kuljetus9[Kuljetus]
    Kuljetus9 --> Mahd_tinaus_poisto[Mahd. tinaus-poisto, Käsittely]
    Mahd_tinaus_poisto --> Tinaa[Tinaa]
    Mahd_tinaus_poisto --> Käsittely1[Käsittely]
    Käsittely1 --> Romu[Romu]
    Romu --> Käsittely2[Käsittely]
    Käsittely2 --> Valokaari_uuni[Valokaari-uuni]
    Valokaari_uuni --> LD_konverteri
    Valokaari_uuni --> Kuumavalssaus2[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus2 --> Kuljetus10[Kuljetus]
    Kuljetus10 --> Kuumavalssaus3[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus3 --> Kuljetus11[Kuljetus]
    Kuljetus11 --> Käsittely3[Käsittely]
    Käsittely3 --> Kuumavalssaus4[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus4 --> Kuljetus12[Kuljetus]
    Kuljetus12 --> Kuumavalssaus5[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus5 --> Kuljetus13[Kuljetus]
    Kuljetus13 --> Kuumavalssaus6[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus6 --> Kuljetus14[Kuljetus]
    Kuljetus14 --> Kuumavalssaus7[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus7 --> Kuljetus15[Kuljetus]
    Kuljetus15 --> Kuumavalssaus8[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus8 --> Kuljetus16[Kuljetus]
    Kuljetus16 --> Kuumavalssaus9[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus9 --> Kuljetus17[Kuljetus]
    Kuljetus17 --> Kuumavalssaus10[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus10 --> Kuljetus18[Kuljetus]
    Kuljetus18 --> Kuumavalssaus11[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus11 --> Kuljetus19[Kuljetus]
    Kuljetus19 --> Kuumavalssaus12[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus12 --> Kuljetus20[Kuljetus]
    Kuljetus20 --> Kuumavalssaus13[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus13 --> Kuljetus21[Kuljetus]
    Kuljetus21 --> Kuumavalssaus14[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus14 --> Kuljetus22[Kuljetus]
    Kuljetus22 --> Kuumavalssaus15[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus15 --> Kuljetus23[Kuljetus]
    Kuljetus23 --> Kuumavalssaus16[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus16 --> Kuljetus24[Kuljetus]
    Kuljetus24 --> Kuumavalssaus17[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus17 --> Kuljetus25[Kuljetus]
    Kuljetus25 --> Kuumavalssaus18[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus18 --> Kuljetus26[Kuljetus]
    Kuljetus26 --> Kuumavalssaus19[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus19 --> Kuljetus27[Kuljetus]
    Kuljetus27 --> Kuumavalssaus20[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus20 --> Kuljetus28[Kuljetus]
    Kuljetus28 --> Kuumavalssaus21[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus21 --> Kuljetus29[Kuljetus]
    Kuljetus29 --> Kuumavalssaus30[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus30 --> Kuljetus31[Kuljetus]
    Kuljetus31 --> Kuumavalssaus32[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus32 --> Kuljetus33[Kuljetus]
    Kuljetus33 --> Kuumavalssaus34[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus34 --> Kuljetus35[Kuljetus]
    Kuljetus35 --> Kuumavalssaus36[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus36 --> Kuljetus37[Kuljetus]
    Kuljetus37 --> Kuumavalssaus38[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus38 --> Kuljetus39[Kuljetus]
    Kuljetus39 --> Kuumavalssaus40[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus40 --> Kuljetus41[Kuljetus]
    Kuljetus41 --> Kuumavalssaus42[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus42 --> Kuljetus43[Kuljetus]
    Kuljetus43 --> Kuumavalssaus44[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus44 --> Kuljetus45[Kuljetus]
    Kuljetus45 --> Kuumavalssaus46[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus46 --> Kuljetus47[Kuljetus]
    Kuljetus47 --> Kuumavalssaus48[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus48 --> Kuljetus49[Kuljetus]
    Kuljetus49 --> Kuumavalssaus50[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus50 --> Kuljetus51[Kuljetus]
    Kuljetus51 --> Kuumavalssaus52[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus52 --> Kuljetus53[Kuljetus]
    Kuljetus53 --> Kuumavalssaus54[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus54 --> Kuljetus55[Kuljetus]
    Kuljetus55 --> Kuumavalssaus56[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus56 --> Kuljetus57[Kuljetus]
    Kuljetus57 --> Kuumavalssaus58[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus58 --> Kuljetus59[Kuljetus]
    Kuljetus59 --> Kuumavalssaus60[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus60 --> Kuljetus61[Kuljetus]
    Kuljetus61 --> Kuumavalssaus62[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus62 --> Kuljetus63[Kuljetus]
    Kuljetus63 --> Kuumavalssaus64[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus64 --> Kuljetus65[Kuljetus]
    Kuljetus65 --> Kuumavalssaus66[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus66 --> Kuljetus67[Kuljetus]
    Kuljetus67 --> Kuumavalssaus68[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus68 --> Kuljetus69[Kuljetus]
    Kuljetus69 --> Kuumavalssaus70[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus70 --> Kuljetus71[Kuljetus]
    Kuljetus71 --> Kuumavalssaus72[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus72 --> Kuljetus73[Kuljetus]
    Kuljetus73 --> Kuumavalssaus74[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus74 --> Kuljetus75[Kuljetus]
    Kuljetus75 --> Kuumavalssaus76[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus76 --> Kuljetus77[Kuljetus]
    Kuljetus77 --> Kuumavalssaus78[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus78 --> Kuljetus79[Kuljetus]
    Kuljetus79 --> Kuumavalssaus80[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus80 --> Kuljetus81[Kuljetus]
    Kuljetus81 --> Kuumavalssaus82[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus82 --> Kuljetus83[Kuljetus]
    Kuljetus83 --> Kuumavalssaus84[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus84 --> Kuljetus85[Kuljetus]
    Kuljetus85 --> Kuumavalssaus86[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus86 --> Kuljetus87[Kuljetus]
    Kuljetus87 --> Kuumavalssaus88[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus88 --> Kuljetus89[Kuljetus]
    Kuljetus89 --> Kuumavalssaus90[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus90 --> Kuljetus91[Kuljetus]
    Kuljetus91 --> Kuumavalssaus92[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus92 --> Kuljetus93[Kuljetus]
    Kuljetus93 --> Kuumavalssaus94[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus94 --> Kuljetus95[Kuljetus]
    Kuljetus95 --> Kuumavalssaus96[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus96 --> Kuljetus97[Kuljetus]
    Kuljetus97 --> Kuumavalssaus98[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus98 --> Kuljetus99[Kuljetus]
    Kuljetus99 --> Kuumavalssaus100[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus100 --> Kuljetus101[Kuljetus]
    Kuljetus101 --> Kuumavalssaus102[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus102 --> Kuljetus103[Kuljetus]
    Kuljetus103 --> Kuumavalssaus104[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus104 --> Kuljetus105[Kuljetus]
    Kuljetus105 --> Kuumavalssaus106[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus106 --> Kuljetus107[Kuljetus]
    Kuljetus107 --> Kuumavalssaus108[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus108 --> Kuljetus109[Kuljetus]
    Kuljetus109 --> Kuumavalssaus110[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus110 --> Kuljetus111[Kuljetus]
    Kuljetus111 --> Kuumavalssaus112[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus112 --> Kuljetus113[Kuljetus]
    Kuljetus113 --> Kuumavalssaus114[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus114 --> Kuljetus115[Kuljetus]
    Kuljetus115 --> Kuumavalssaus116[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus116 --> Kuljetus117[Kuljetus]
    Kuljetus117 --> Kuumavalssaus118[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus118 --> Kuljetus119[Kuljetus]
    Kuljetus119 --> Kuumavalssaus120[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus120 --> Kuljetus121[Kuljetus]
    Kuljetus121 --> Kuumavalssaus122[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus122 --> Kuljetus123[Kuljetus]
    Kuljetus123 --> Kuumavalssaus124[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus124 --> Kuljetus125[Kuljetus]
    Kuljetus125 --> Kuumavalssaus126[Kuumavalssaus]
    Kuumavalssaus126 --> Kuljetus127[Kuljetus]
```


LIITE 3/3. LASIN VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA

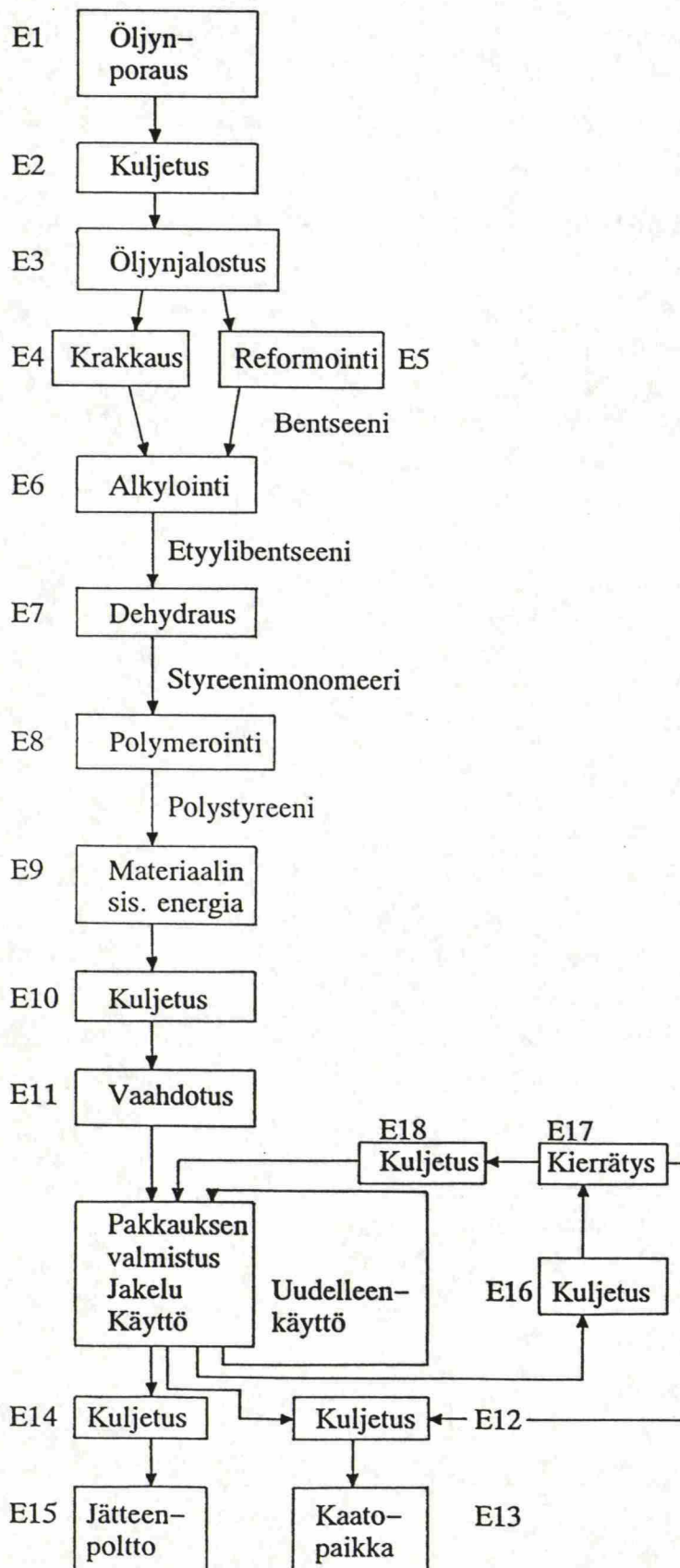


LIITE 3/4

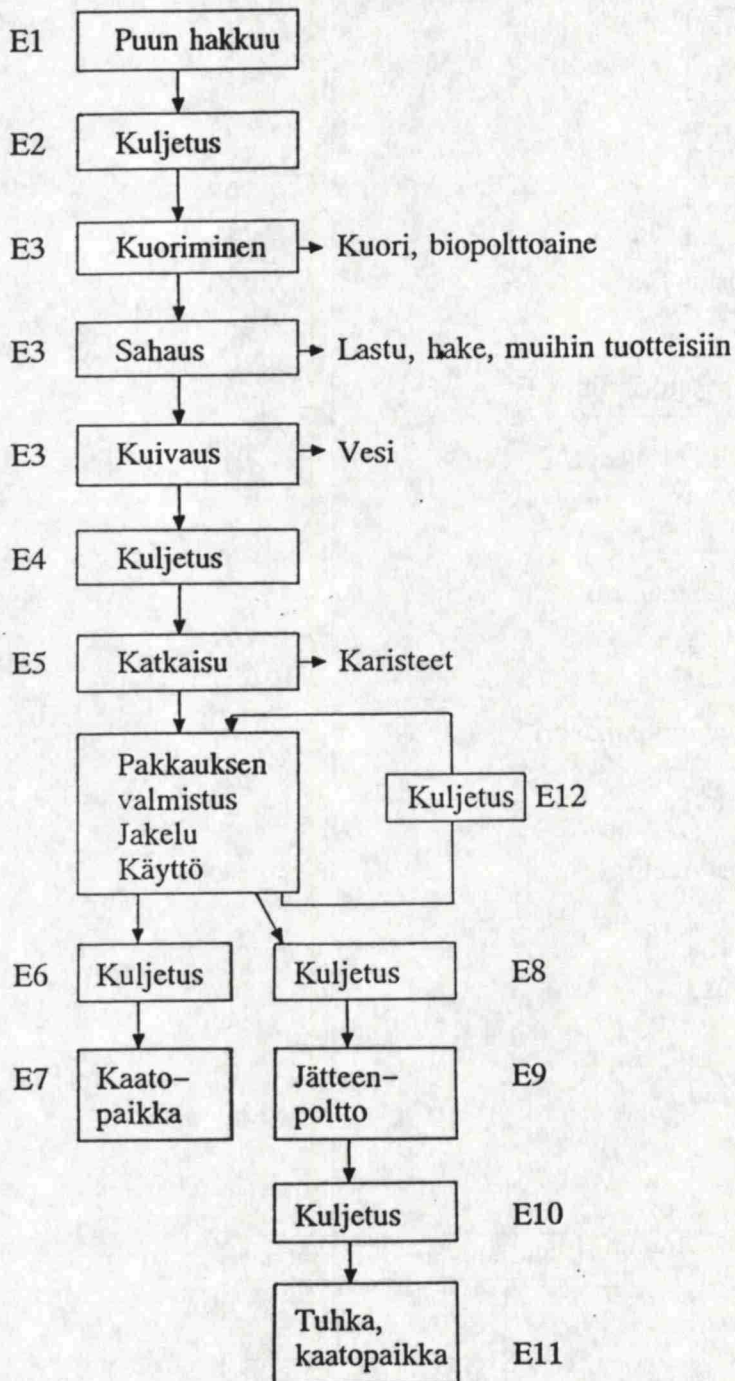
LIITE 3/4. POLYETEENIN VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA



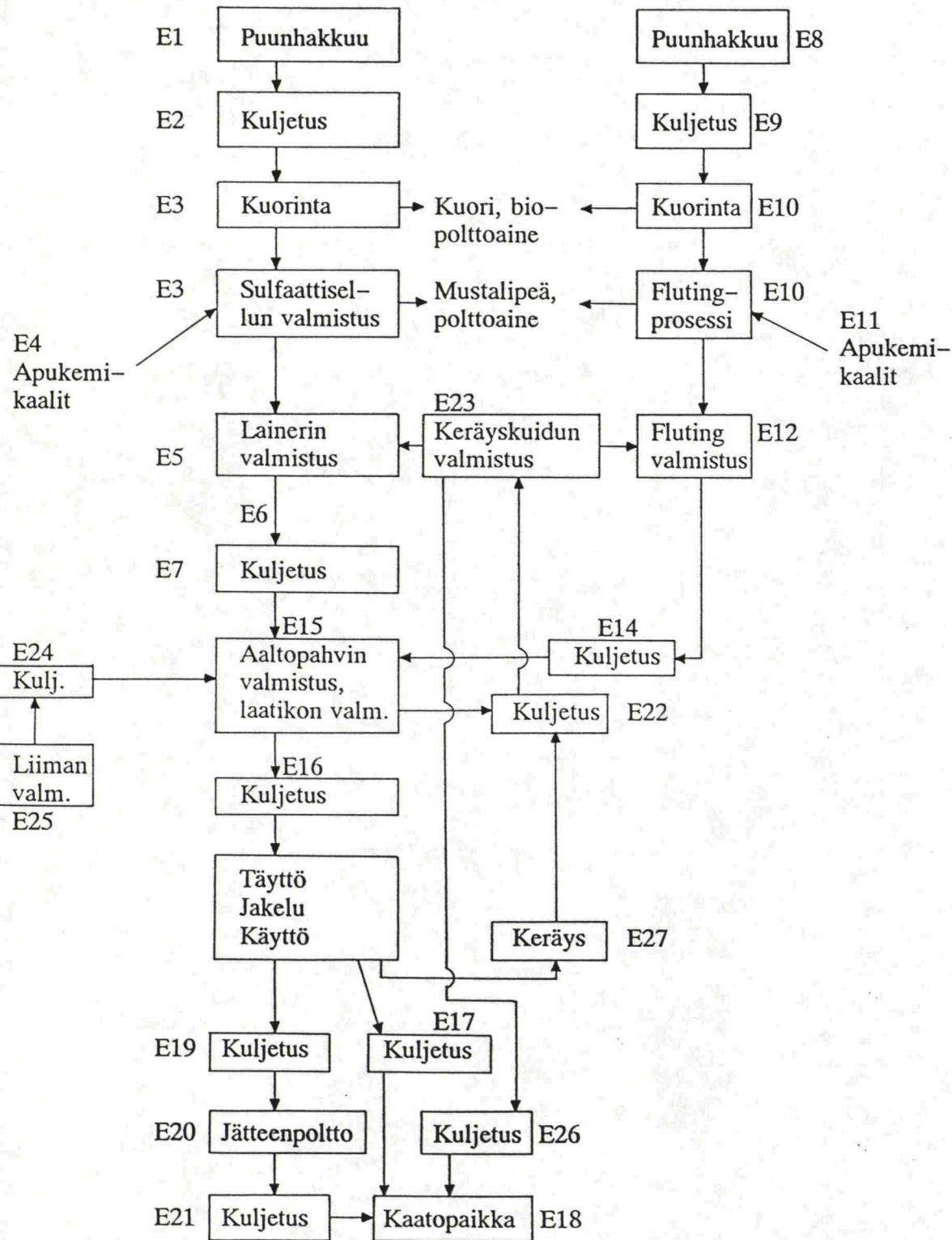
LIITE 3/5. VAAHDOTETUN POLYSTYREENIN VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA



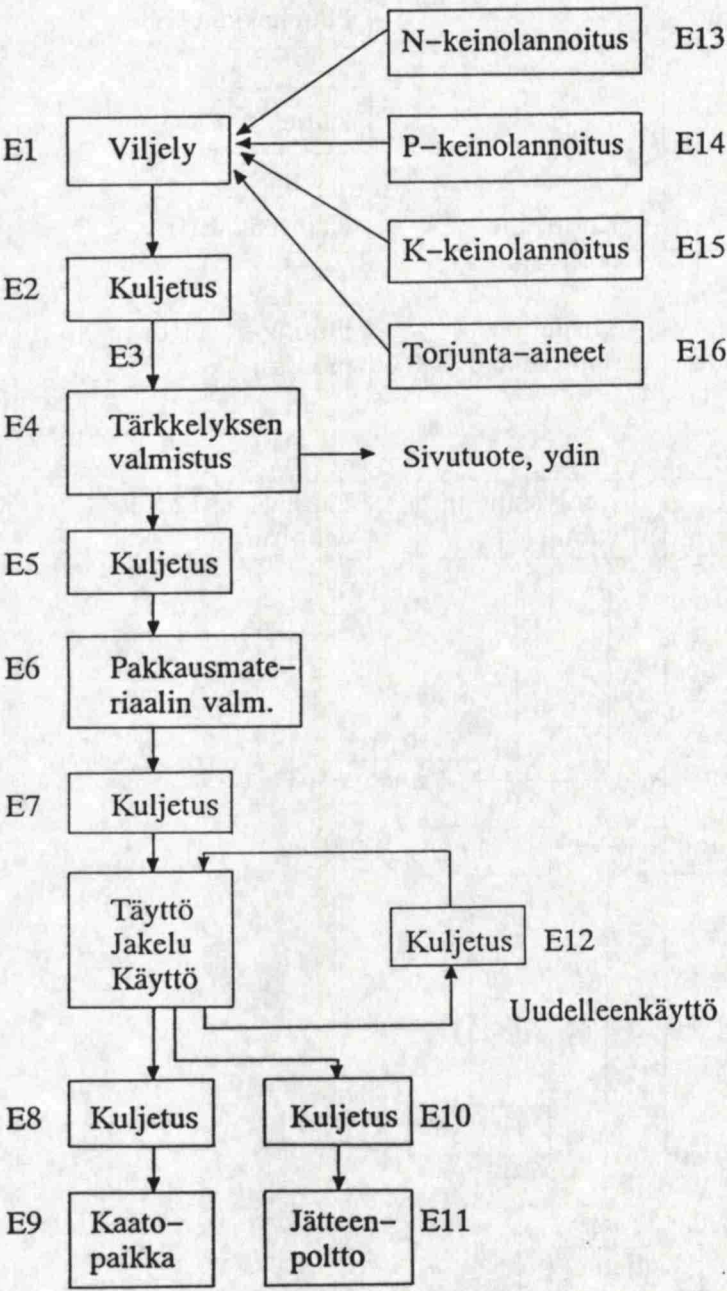
LIITE 3/6. PUU-PAKKAUSRAAKA-AINEEN VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA



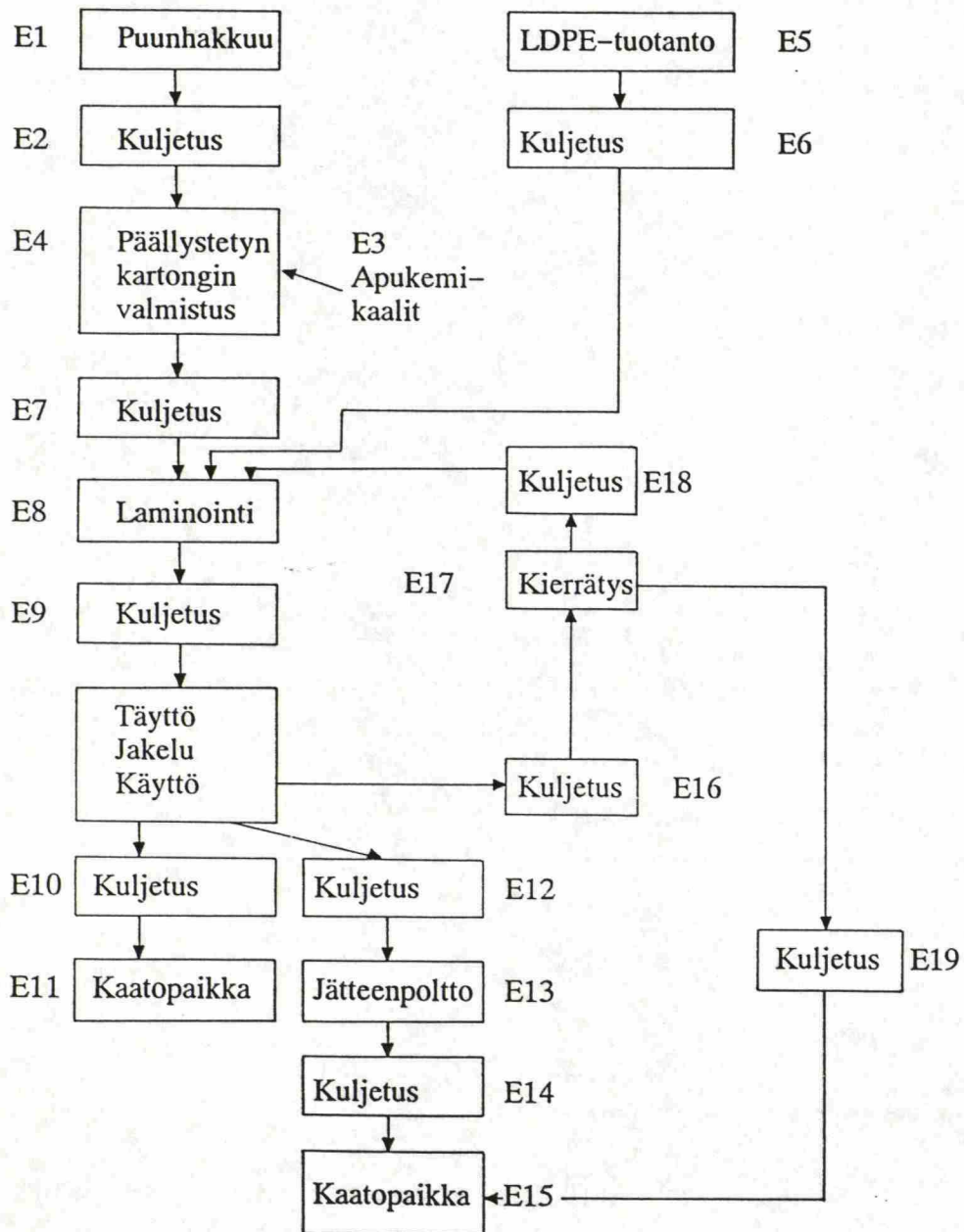
LIITE 3/7. AALTOPAHVIN VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA



LIITE 3/8. TÄRKKELYKSEN VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA



LIITE 3/9. NESTEPAKKAUSKARTONGIN VIRTAAUSKAAVIO RUOTSISSA



Suvi Vertanen, VYH
13-APR-1993

TULOKSIA O. KOSKISEN SIMULOINTIAJOISTA

ALKUPERÄINEN DATA

NOP. 80 km/h AJON. REITTI	MASSA t YHT.	PA.KUL. l/100km	PÄKSTÖT (g/km)			PÄKSTÖT/PA.KUL. (g/l)			MASSAN VAIKUTUS PA.KUL. JA PÄKSTÖIHIN		
TYYPPI			NOX	CO	HC	NOX	CO	HC	KUORMAN ALENEMA	PA.KUL. ALEN. %	PÄKSTÖJEN ALENEMAT % NOX CO HC
Hki - Lahti	KAP	20	29.32	12.69	0.60	0.71	43.281	2.046			
Hki - Lahti	KAP	40	39.67	17.22	0.70	0.64	43.408	1.765	100% (60-20)	40.0	37.2 40.6 -31.5
Hki - Lahti	KAP	60	48.87	20.21	1.01	0.54	41.355	2.067	50% (60-40)	18.8	14.8 30.7 -18.5
							KA 42.681	1.959			
Lahti - Hki	KAP	20	27.55	11.81	0.62	0.71	42.868	2.250			
Lahti - Hki	KAP	40	36.06	15.54	0.69	0.63	43.095	1.913	100% (60-20)	37.0	34.7 31.1 -34.0
Lahti - Hki	KAP	60	43.70	18.08	0.90	0.53	41.373	2.059	50% (60-40)	17.5	14.0 23.3 -18.9
							KA 42.445	2.074			
Hki - Lahti	KAIP	9.5	21.62	8.93	0.68	0.48	41.304	3.145			
Hki - Lahti	KAIP	13	23.32	10.09	0.71	0.47	43.268	3.045	100% (17-9.5)	13.7	20.6 9.3 -4.3
Hki - Lahti	KAIP	17	25.05	11.25	0.75	0.46	44.910	2.994	47% (17-13)	6.9	10.3 5.3 -2.2
							KA 43.161	3.061			
Lahti - Hki	KAIP	9.5	20.74	8.40	0.73	0.49	40.501	3.520			
Lahti - Hki	KAIP	13	22.14	9.39	0.74	0.48	42.412	3.342	100% (17-9.5)	11.8	18.7 2.7 -6.5
Lahti - Hki	KAIP	17	23.52	10.33	0.75	0.46	43.920	3.189	47% (17-13)	5.9	9.1 1.3 -4.3
							KA 42.278	3.350			
Hki - Turku	KAP	20	30.15	12.70	0.64	0.57	42.123	2.123			
Hki - Turku	KAP	40	42.22	17.07	0.92	0.45	40.431	2.179	100% (60-20)	42.7	38.4 46.7 -42.5
Hki - Turku	KAP	60	52.58	20.63	1.20	0.40	39.235	2.282	50% (60-40)	19.7	17.3 23.3 -12.5
							KA 40.596	2.195			

KIVIKKO-KARHULA KULJETUKSILLE KÄYT. SEUR. KESKIRARVOJA:

Hki-Lahti-Hki	KAIP	20	28.44	12.25	0.61	0.71
Hki-Lahti-Hki	KAIP	60	46.29	19.15	0.96	0.54

KOSKISEN KÄYRÄSTÖISTÄ (LIKIRARVOJA):

NOP. 50 km/h KAIP	7	15	5.5	2.1	0.8
NOP. 22 km/h KAIP	7	33	10	2.7	1.3
NOP. 50 km/h KAIP	17	20	8	1.3	0.7
NOP. 22 km/h KAIP	17	40	14	2.6	1.3

ALUEKERÄYKSELLE KÄYT. 7 JA 17 T AUTOJEN KESKIRARVOJA *2

NOP. 50 km/h KAIP	12	35	13.5	3.4	1.5
-------------------	----	----	------	-----	-----

Lähtötiedot:

Keräyskm	23550	Keskim. ker.kuorma t	1.60
Kuljetuskm	12960	Keskim. kulj.kuorma t	15.43
Lasimäärä kg/a	1666700		

MALLIEN KERTOIMET

	CHALMERS			KEHAR			LIISA			AJONEUVOSIMULAATTORI	
	Keräys /tonni	Kulj. /tonni		Keräys	Kulj.		Keräys	Kulj.		Keräys	Kulj.
Energia (MJ/km)	2.7	1									
Päästöt (g/km):											
NOX	3.521	1.304		18.5	20		18	16.5		12.600	13.451
CO	0.810	0.300		13	7.3		9.6	5.5		13.500	15.700
HC	0.562	0.208		2.5	1.7		1.9	1.6		3.400	0.785
Huukaset	0.270	0.100		1.26	1.36		0.8	1.6		1.500	0.625
CO2	212.220	78.600		913.5	975.2						
SO2	0.416	0.154									

LASKELMAT

	CHALMERS			KEHAR			LIISA			AJONEUVOSIMULAATTORI	
	Keräys	Kulj.		Keräys	Kulj.		Keräys	Kulj.		Keräys	Kulj.
Energia MJ/lasi/kg	0.061	0.120									
Päästöt g/lasi/kg:											
NOX	0.080	0.156	0.236	0.261	0.156	0.417	0.254	0.128		0.178	0.105
CO	0.018	0.036	0.054	0.184	0.057	0.240	0.136	0.043		0.191	0.122
HC	0.013	0.025	0.038	0.035	0.013	0.049	0.027	0.012		0.048	0.006
Huukaset	0.006	0.012	0.018	0.018	0.011	0.028	0.011	0.012		0.021	0.005
CO2	4.798	9.431	14.228	12.907	7.583	20.491					
SO2	0.009	0.018	0.028								

LIITE 4/3. Kuorman ja muiden tekijöiden vaikutus polttoaineen kulutukseen ja päästöihin

Raskaiden ajoneuvojen polttoaineen kulutuksesta tiedetään melko paljon, mutta päästöistä ei vielä kovin paljoa.

Polttoaineen kulutukseen ja myös päästöjen määrään vaikuttavat monet seikat, mm: auton omapaino, kuorman paino, moottorin säädöt, tien mäkisyys ja nousu. Myös se vaikuttaa, millä tavoin autoa ajetaan (nopeus, vaihteiden käyttö, pysähtymiset). Ajoneuvosimulaattorilla tehtyjen muutamien ajojen perusteella on arvioitu kuorma-auton kuorman vaikutusta polttoaineen kulutukseen ja tulokseksi saatiin 0,4 – 0,6 l/100 km/ kuormatonni. Vaihteluväli kuvaa em. erilaisten raskastekijöiden määrää. Polttoaineen kulutuksen lisäys kuormatonnia ja kilometriä kohden voi olla myös annettuja arvoja pienempi tai suurempi riippuen olosuhteista.

Polttoaineen kulutus ei kasva lineaarisesti suhteessa kuormaan, vaan viimeiset kuormatonnit lisäävät suhteessa vähiten polttoaineen kulutusta.

Ajoneuvosimulaattorilla tehtyjen esimerkkiajojen mukaan kun kuorma aleni täysperävaunullisella kuorma-autolla 50 %, polttoaineen kulutus aleni n. 19 %. Jos auto oli tyhjä, polttoaineen kulutus oli n. 40 % pienempi kuin täydellä kuormalla. Keskikokoisella kuorma-autolla vastaavat luvut olivat n. 13 % ja 6 %. Päästöihin kuorman alenema vaikutti seuraavasti:

kuorma-auto	kuorman alenema	päästöjen alenemat %		
		NOX	CO	HC
suuri	100 %	37	40	-36
suuri	50 %	15	26	-17
keskikokoinen	100 %	20	6	-5
keskikokoinen	50 %	10	3	-3

Tulosten perusteella hiilivetypäästöt kasvaisivat kuorman vähentyessä.

Myöskään päästöt eivät kasva lineaarisesti suhteessa kuormaan tai polttoaineen kulutukseen. (Esimerkiksi häkä vaikuttaa hiilidioksidipäästöjen muodostumiseen (Koskinen).) Koskisen (Liikenneministeriö) mukaan laboratoriossa tutkimalla on vaikea selvittää todellista syntyvien päästöjen määrää. Tilanne ei vastaa todellista ja virheitä aiheutuu useista tekijöistä. Niinpä simulaattorilla saadut tulokset ovat Koskisen mukaan lähempänä totuutta.

Ajoneuvosimulaattorilla tehdyistä ajoista saadut tulokset eivät perustu tilastolliseen ajoneuvojakaumaan, joten tuloksia ei voida yleistää. Ajoissa oli mukana suuri ja keskikokoinen kuorma-auto, mutta ei pientä kuorma-autoa.

Autojen moottoreita ollaan kehittämässä vähemmän saastuttaviksi. Esimerkiksi Scanian uuden moottorin sanotaan aiheuttavan puolet vähemmän päästöjä.

[illegible]

Suvi Vertanen, VYH
17-MAY-1993

SUOMEN LASIPAKKAUSTEN ELINKAARILASKELMIA

SKENAARIO 2. LASIN KIERRÄTYS (nykytilanne, ostosirua 25.9 % / hyv.lasimäärä, jätelasin kulj.matka 120 km)

SUL. LASIMÄÄRÄ t 68206
HYV. LASIMÄÄRÄ t 48904
PROSESSISIRUA 19296

LASIN RAAKA-AIN: tonnia/a		RA.t/kg H.LASI		LOUHI.MJ/kg lasia		SÄHKÖ F.POLTTOA.		Poltto- aine		kuivaus MJ/lasi/kg		KULJ. LAIVAK. MJ/kg lasia	
Hiekka, Tavastil	1200	0.00002	0.00177	0.00491	diesel	0.008	0.00025						
Hiekka, Nilsia	22757	0.00047	0.0335	0.09307	diesel	0.14379014	0.16752						
Sooda	7257	0.00015	0.89332	0.60247	öljy		0.05639					0.0267	
Kalkki	5490	0.00011	0.00889	0.01482	diesel		0.03817					0.0269	
Dolomiitti	3047	0.00006	0.00606	0.03950	diesel		0.07041					0.0685	
Maasilpä	3143	0.00006	0.00509	0.00848	diesel		0.02249						
Natr.sulf.	326	6.7e-06	0.00192	0.00263	öljy		0.014						
Koksijahe	22.4	4.6e-07	0.00004	0.00006	diesel		0.00019					0.0001	
Kromimalmi	14	2.9e-07	0.00002	0.00004	diesel		0.00016					0.0001	
ZnSeO3	0.26	5.3e-09	4.2e-07	0.00000	diesel		3.e-06					0.0000	
Rikkikiisu	10.6	2.2e-07	0.00002	0.00003	diesel		0.00013						
Ostosiru	12687	0.00046	0.00497				0.26128						
yhteensä	55954.3		0.9556	0.76601		0.15179014	0.63099					0.1224	

LASIN SUL.YM.E15
LASIPAK.KULJ.E16
KAATOPAIIKKA 26414.2

0.878	8.23500	maakaasu	0.3
0.00038	0.01890	diesel	0.05833
1.83398	9.17171	louh.+kuiv.	0.98933

PÄÄSTÖT

ENERGIA YHTEENSÄ
KULJ.

TULOKSET		YHTEENSÄ	
SÄHKÖ MJ/kg	1.83398	*	*
FOSS. PA. MJ/kg	10.1610	*	*
SO2 g/kg	2.8447	*	*
NOX g/kg	2.8177	*	*
CO g/kg	0.3898	*	*
HC g/kg	0.1937	*	*
CO2 g/kg	1.0066	*	*
Hiukkaset g/kg	1.0073	*	*
Jätteet kg/kg	0.54012	*	*

MUU		SIRUN KER. JA KULJ.		KULJ. YHT	
1.8340	SÄHKÖ g/kg lasia	0.0400	0.2365		
9.1717	F.PA. lasia	0.3340	0.7475		
2.6082	2.2713	0.0667	0.2805		
2.0702	1.7350	0.0465	0.1111		
0.1093	0.1093	20.2510	49.3105		
0.0826	0.0826	0.0262	0.0644		
0.9573	840.4643				
0.9429	0.9429				
0.5401					

Suvi Vertanen, VYH
18-MAY-1993

SUL. LASIMÄÄRÄ t 68206
HYV. LASIMÄÄRÄ t 48904
PROSESSISIRUA 19296

LASIN RAAKA-AIN: tonnia/a

Hiekka, Tavastil	1200
Hiekka, Nilsia	22757
Sooda	7257
Kalkki	5490
Dolomiitti	3047
Maasälpä	3143
Natr.sulf.	326
Koksijaue	22.4
Kromimalmi	14
ZnSeO3	0.26
Rikkikilisu	10.6
Ostosiru	12687
Yhteensä	55954.3

LASIN SUL.YM.E15
LASIPAK.KULJ.E16
KAATOPAIKKA 26295

ENERGIA YHTEENSÄ

TULOKSET

SÄHKÖ YHT. MJ/kg 1.83397 *
FOSSIIL. YHT. 10.2504 *

PÄÄSTÖT YHTEENSÄ
SO2 g/kg lasia 2.8558 *
NOX 2.9018 *
CO 0.3939 *
HC 0.1971 *
CO2 1011.83 *
Hiukkaset 1.0149 *
Jäte 537.686 *

SUOMEN LASIPAKKAUSTEN ELINKAARILASKELMIA

LASIN KIERRÄTYSKENAARIO (jätelasin kulj.matka 300 km)

ENERGIAN KULUTUS

RA.t/kg	H.LASI	LOUHIM.MJ/kg lasia SÄHKÖ F.POLTTOA.	Poltto- aine	kuivaus MJ/lasi kg	KULJ. MJ/kg lasia	LAIVAK.
0.00002		0.00177	diesel	0.008	0.00025	
0.00047		0.0335	diesel	0.14379014	0.16752	
0.00015		0.89332	öljy		0.05639	0.0267
0.00011		0.00889	diesel		0.03817	0.0269
0.00006		0.00606	diesel		0.07041	0.0685
0.00006		0.00509	diesel		0.02249	
6.7e-06		0.00192	öljy		0.014	
4.6e-07		0.00004	diesel		0.00019	0.0001
2.9e-07		0.00002	diesel		0.00016	0.0001
5.3e-09		4.2e-07	diesel		3.e-06	0.0000
2.2e-07		0.00002	diesel		0.00013	
0.00046		0.00497			0.35098	
		0.9556		0.15179014	0.72069	0.1224

0.878	8.23500	maakaasu	
0.00038	0.01882	diesel	0.3
1.83397	9.17162	lauh.+kuiv.	1.07876

PÄÄSTÖT

SIRUN KER. JA KULJ.	g/kg lasia	KULJ. YHT
	2.2713	0.0511
	1.7349	0.4181
	0.1093	0.0708
	0.0826	0.0499
	840.4576	25.4571
	0.9429	0.0338

Suvi Vertanen, VYH
17-MAY-1993

SUOMEN LASIPAKKAUSTEN ELINKAARILASKELMIA

LASIN KÄYTTÖM. t 48904
UUD.K.ASTE.%(KL30) 0.97
PULLON PAINO g 325
SUL. LASIMÄÄRÄ t 2046.63
HYV. LASIMÄÄRÄ t 1467.12
PROSESSISIRUA 579.333

SKENAARIO 3. LASIN UUDELLEENKÄYTTÖ

ENERGIAN KULUTUS

LASIN RAAKA-AIN:	tonnia/a	RA.t/kg	K.LASI	LOUHI.MJ/kg lasia SÄHKÖ F.POLITTOA.	Poltto- aine	kuivaus MJ/lasi kg	KULJ. MJ/kg lasia	LAIVAK.
Hiekka, Tavastila	46.5561	9.5e-07		0.00007	diesel	0.008	9.5e-06	
Hiekka, Nilsin	882.897	0.00002		0.0013	diesel	0.0056	0.0065	
Sooda	281.548	5.8e-06		0.03466	öljy		0.00219	0.0010
Pesusooda	291.919	6.e-06		0.03593	öljy		0.00227	0.0011
Kalkki	212.994	4.4e-06		0.00034	diesel		0.00148	0.0010
Dolomiitti	118.214	2.4e-06		0.00023	diesel		0.00273	0.0027
Maasilp	121.938	2.5e-06		0.0002	diesel		0.00087	
Natr.sulf.	12.6477	2.6e-07		0.00007	öljy		0.00054	
Koksijauhe	0.86905	1.8e-08		1.4e-06	diesel		7.5e-06	0.0000
Kromimalmi	0.54315	1.1e-08		8.8e-07	diesel		6.3e-06	0.0000
ZnSeO3	0.01009	2.1e-10		1.6e-08	diesel		1.2e-07	0.0000
Rikkikilisu	0.41125	8.4e-09		6.7e-07	diesel		5.e-06	
Ostosiru	0	0		0			0	
Yhteensä	1970.55			0.07282		0.0136	0.01661	0.0058

LASIN SUL.YM.E15
LASIPAK.KULJ.E16
PULLOJEN PESU
KAATOPIIKKA

44.1937	0.00003	0.021	0.308	0.00002	0.00105	diesel	0.00325	
		0.97184	9.06147	louh.+kuiv.			0.02887	

ENERGIA YHTEENSÄ

PÄÄSTÖT

TULOKSET	YHTEENSÄ	KULJ.	MUU	SIRUN KER. JA KULJ.	KULJ. YHT
SAHKO MJ/kg	0.9718			g/kg lasia	
FOSS.PA. MJ/kg	9.0903			0.0000	0.0092
SO2 g/kg	2.2837	0.0289	0.9718	0.0000	0.0184
NOX g/kg	1.9744	0.0092	9.0615	0.0000	0.0099
CO g/kg	0.1163	0.0184	2.2745	0.0000	0.0029
HC g/kg	0.0770	0.0099	1.9560	0.0000	1.3127
CO2 kg/kg	0.8891	0.0029	0.1064	0.0000	0.0017
Hiukkaset g/kg	0.8891	0.0013	61.9214	0.0000	
Jätteet kg/kg	0.9736	0.0017	825.9027	0.0000	
	0.0301		0.9719		
			0.0301		